

Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn



Michael Groll

Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn

Dissertation
zur
Erlangung des Doktorgrades
Der Naturwissenschaften
(Dr. rer. Nat.)

dem
Fachbereich Geographie
der Philipps-Universität Marburg

vorlegt von

Michael Groll

aus Wolfen

Marburg/Lahn 2011

Erstgutachter: Prof. Dr. Christian Opp
Zweitgutachter: Prof. Dr. Hans-Wilhelm Bohle

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	V
Tabellenverzeichnis.....	XIII
I. Teil – Einführung.....	1
1. Einleitung.....	2
1.1. Problemstellung.....	2
1.2. Hypothesen.....	6
1.3. Zielsetzung.....	7
1.4. Methodische Überlegungen.....	7
1.5. Gang der Darstellung.....	8
2. Introduction.....	9
2.1. Problem outline.....	9
2.2. Objectives.....	10
2.3. Methodical approach.....	11
3. Fließgewässer als komplexe Systeme.....	12
3.1 Fließgewässertypologie.....	14
3.2 Makrozoobenthos.....	16
4. Fließgewässerbewertung.....	17
4.1 Historische Entwicklung.....	17
4.2 Stand der Forschung.....	18
5. Fließgewässerrenaturierung.....	26
5.1 Leitbilder und Entwicklungsziele.....	26
5.2 Historische Entwicklung.....	27
5.3 Renaturierungsansätze der Gegenwart.....	27
6. Rechtliche Rahmenbedingungen.....	33
6.1 Europäische Ebene.....	33
6.2 Nationale Ebene.....	36
6.3 Länderebene.....	37
6.4 Kommunale Ebene.....	38
II. Teil – Zielsetzung, Methoden und Untersuchungsaufbau.....	39
7. Zielsetzung.....	40
8. Untersuchungsgebiet.....	42
8.1 Das Einzugsgebiet der Lahn.....	42
8.1.1 Gewässernetz und Abflussverhalten.....	42
8.1.2 Geologischer Untergrund.....	43
8.1.3 Böden im Einzugsgebiet der Lahn.....	43
8.1.4 Klimatische Kennzeichnung.....	44
8.1.5 Landnutzung.....	45
8.1.6 Leitbild und Renaturierungen.....	45
8.2 Die drei Untersuchungsgebiete.....	49
8.2.1 Auf der Weide.....	49
8.2.2 Gisselberger Straße.....	54
8.2.3 Cappeler Fischerwiese.....	56
9. Methodik.....	62
9.1 Gewässerstrukturgütekartierung.....	63
9.1.1 Verfahren nach LAWA.....	64
9.1.2 Verfahren nach BLAW.....	66
9.1.3 Abgewandeltes Kartiervorgehen.....	69
9.2 TRiSHa-Sohlstrukturkartierung.....	70
9.2.1 Kartieranleitung.....	71
9.2.2 Habitattypologie.....	76
9.3 Makrozoobenthosuntersuchung.....	82
9.3.1 PERLODES.....	85
9.3.2 Probennahme.....	87
9.3.3 Lebendsortierung.....	89
9.3.4 Bestimmung.....	90
9.3.5 Berechnung.....	91
9.3.6 Klassengrenzen und Core Metrics für den Fließgewässertyp 9.2.....	92

9.4 Chemisch-Physikalisches Messprogramm.....	96
9.5 Sonstige Methoden.....	97
9.5.1 Photodokumentation.....	97
9.5.2 Sekundärquellen.....	97
10. Untersuchungsaufbau.....	98
10.1 Abgrenzung der Untersuchungsabschnitte.....	98
10.2 Arbeits- und Zeitplan.....	99
III. Teil – Ergebnisse und Diskussion.....	100
11. Gewässerstrukturgütekartierung.....	101
11.1. Vergleich der Ergebnisse verschiedener Methoden.....	101
11.2 Ergebnisse „Auf der Weide“.....	102
11.2.1 Teilsystem Gewässerbettdynamik.....	103
11.2.2 Teilsystem Auendynamik.....	109
11.2.3 Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Auf der Weide“.....	111
11.2.4 Auswahl der Untersuchungsabschnitte für die weitere Bearbeitung.....	111
11.3 Ergebnisse „Gisselberger Straße“.....	112
11.3.1 Teilsystem Gewässerbettdynamik.....	112
11.3.2 Teilsystem Auendynamik.....	114
11.3.3 Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte im Lahnabschnitt „Gisselberger Straße“.....	116
11.3.4 Auswahl der Untersuchungsabschnitte für die weitere Bearbeitung.....	116
11.4 Ergebnisse „Cappeler Fischerwiese“.....	117
11.4.1 Teilsystem Gewässerbettdynamik.....	117
11.4.2 Teilsystem Auendynamik.....	120
11.4.3 Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte im Bereich „Cappeler Fischerwiese“.....	122
11.4.4 Auswahl der Untersuchungsabschnitte für die weitere Bearbeitung.....	123
11.5 Zusammenfassung.....	124
12. TRiSHa–Sohlstrukturkartierung.....	126
12.1 Ergebnisse „Auf der Weide“.....	126
12.1.1 Kartierung 2006.....	126
12.1.1.1 Weide 1.....	127
12.1.1.2 Weide 2.....	132
12.1.1.3 Weide 3.....	137
12.1.1.4 Weide 4.....	141
12.1.1.5 Zusammenfassung.....	147
12.1.2 Kartierung 2007 – Hochwasserinduzierte Dynamik	147
12.1.2.1 Das Kyrill-Hochwasser.....	147
12.1.2.2 Hochwasserinduzierte Dynamik.....	148
12.1.2.3 Zusammenfassung.....	152
12.1.3 Kartierung 2008.....	153
12.1.3.1 Sohlsubstrate.....	153
12.1.3.2 Zusätzliche Gewässerbettstrukturen.....	154
12.1.3.3 Wasserführung.....	155
12.1.3.4 Habitattypen.....	156
12.1.3.5 Zusammenfassung.....	158
12.1.4 Zusammenfassung.....	158
12.2 Ergebnisse „Gisselberger Straße“.....	160
12.2.1 Kartierung 2006.....	160
12.2.1.1 Gissel 1.....	160
12.2.1.2 Gissel 2.....	166
12.2.1.3 Zusammenfassung.....	171
12.2.2 Kartierung 2008.....	171
12.2.2.1 Sohlsubstrate.....	172
12.2.2.2 Zusätzliche Gewässerbettstrukturen.....	172
12.2.2.3 Wasserführung.....	173
12.2.2.4 Habitattypen.....	174
12.2.2.5 Zusammenfassung.....	175
12.2.3 Zusammenfassung.....	175
12.3 Ergebnisse „Cappeler Fischerwiese“.....	176
12.3.1 Kartierung 2006.....	176
12.3.1.1 Cappel 1.....	176
12.3.1.2 Cappel 2.....	180

12.3.1.3 Cappel 3.....	184
12.3.1.4 Cappel 4.....	189
12.3.1.5 Zusammenfassung.....	194
12.3.2 Kartierung 2008.....	195
12.3.2.1 Sohlsubstrate.....	195
12.3.2.2 Zusätzliche Gewässerbettstrukturen.....	196
12.3.2.3 Wasserführung.....	197
12.3.2.4 Habitattypen.....	198
12.3.2.5 Zusammenfassung.....	201
12.3.3 Zusammenfassung.....	201
12.4 Korrelationen der Sohlstrukturparameter.....	202
12.5 Zusammenhänge Gewässerstrukturgüte – Gewässerbettmorphologie.....	206
12.6 Zusammenfassung.....	217
12.6.1 Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten.....	218
12.6.2 Unterschiede zwischen den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten.....	218
12.6.3 Zeitliche Entwicklung der Gewässerbettmorphologie.....	219
12.6.4 Korrelationen.....	219
12.6.5 Einschätzung des Renaturierungserfolges.....	220
13. Makrozoobenthosuntersuchung.....	222
13.1 Gesamttaxaliste.....	223
13.2 Autökologische Charakteristika der Taxa.....	229
13.2.1 Habitatpräferenzen.....	229
13.2.2 Biozönotische Längszonierung.....	231
13.2.3 Strömungspräferenzen.....	235
13.2.4 Ernährungstypen.....	235
13.2.5 Fortbewegungstypen.....	238
13.3 Räumliche Verteilung der Taxa in Abhängigkeit mikromorphologischer Parameter.....	239
13.3.1 Wassertiefe.....	239
13.3.2 Strömungsgeschwindigkeit.....	246
13.3.3 Mineralische Substrate.....	253
13.3.4 Organische Auflage.....	263
13.3.5 Habitate.....	276
13.3.6 Habitattypengruppen.....	285
13.3.7 Analyse der Spezialisierung des Makrozoobenthos.....	299
13.4 Ergebnisse der Untersuchungsgebiete.....	308
13.4.1 Ergebnisse aus den zehn Untersuchungsabschnitten.....	308
13.4.2 Gruppierung der Untersuchungsabschnitte.....	322
13.4.2.1 Gruppierung nach der Lage im Längsverlauf.....	322
13.4.2.2 Gruppierung nach der Lage im Gewässerbett.....	330
13.4.2.3 Gruppierung nach der Gewässerstrukturgüte.....	337
13.4.2.4 Kombination der Merkmale Lage im Gewässerbett und Gewässerstrukturgüte.....	344
13.4.3 Ergebnisse der PERLODES-Bewertung.....	355
13.4.3.1 Modul Saprobie.....	357
13.4.3.2 Modul Allgemeine Degradation.....	358
13.4.3.3 Ökologische Zustandsklasse.....	361
13.5 Zusammenfassung.....	364
13.5.1 Gesamttaxaliste.....	364
13.5.1 Autökologie der Taxa.....	364
13.5.2 Beziehungen Makrozoobenthos - Mikromorphologie.....	364
13.5.3 Beziehungen Makrozoobenthos - Habitate.....	365
13.5.4 Verteilung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsabschnitten.....	365
13.5.5 Ökologische Bewertung der Untersuchungsabschnitte.....	366
14. Chemisch-Physikalisches Messprogramm.....	367
14.1 Allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsgebietes.....	367
14.1.1 Wassertemperatur.....	368
14.1.2 pH-Wert.....	369
14.1.3 Elektrische Leitfähigkeit.....	369
14.1.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung.....	370
14.1.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat.....	371
14.2 Ergebnisse „Auf der Weide“.....	373
14.2.1 Wassertemperatur.....	373

14.2.2 pH-Wert.....	374
14.2.3 Elektrische Leitfähigkeit.....	375
14.2.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung.....	376
14.2.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat.....	376
14.3 Ergebnisse „Gisselberger Straße“.....	379
14.3.1 Wassertemperatur.....	379
14.3.2 pH-Wert.....	380
14.3.3 Elektrische Leitfähigkeit.....	380
14.3.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung.....	381
14.3.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat.....	382
14.4 Ergebnisse „Cappeler Fischerwiese“.....	384
14.4.1 Wassertemperatur.....	384
14.4.2 pH-Wert.....	385
14.4.3 Elektrische Leitfähigkeit.....	386
14.4.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung.....	387
14.4.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat.....	388
14.4.6 Chemisch-physikalische Entwicklung des 2005 renaturierten Seitenarmabschnitts.....	390
14.5 Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und den Seitenarmen.....	392
14.6 Zusammenfassung.....	393
15. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	395
15.1 Gewässerstrukturgüte.....	395
15.2 TRiSHa-Sohlstrukturkartierung.....	395
15.3 Makrozoobenthosuntersuchung.....	397
15.4 Chemisch-physikalisches Messprogramm.....	398
15.5 Renaturierungserfolg.....	399
15.6 Hypothesenüberprüfung.....	403
15.7 Offene Fragen und Ausblick.....	404
16. Summary and Conclusions.....	406
16.1 Mapping of the structural river quality.....	406
16.2 TRiSHa-mapping of the riverbed structure.....	406
16.3 Analyzing the macrozoobenthos.....	407
16.4 Chemical-physical measurements.....	408
16.5 Success of the restoration measures.....	408
16.6 Evaluation of the hypotheses.....	409
IV. Teil – Quellenverzeichnis.....	411
V. Teil – Anhang.....	441

Abbildungsverzeichnis

Abb. 01-01	Der Rhein bei Breisach – vor der Laufkorrektur 1828, nach der Laufkorrektur 1872 und nach dem Staustufenausbau 1963	S. 3
Abb. 03-01	Schematische Darstellung des River Continuum Concepts	S. 13
Abb. 03-02	Ausschnitt aus der Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands	S. 15
Abb. 04-01	Skalenabhängigkeit der Sensitivität der Bewertungsverfahren	S. 22
Abb. 05-01	Funktionen der Ufergehölze	S. 29
Abb. 05-02	Ablauf der eigendynamischen Fließgewässerrenaturierung nach Einbringung einer Buhne im Gleituferbereich	S. 31
Abb. 08-01	Verlauf der Lahn im Raum Marburg um 1705-1715	S. 47
Abb. 08-02	Verlauf der Lahn im Raum Marburg um 1857	S. 48
Abb. 08-03	Nutzung der Lahnaue als Verkehrsfläche	S. 50
Abb. 08-04	Das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ und die Lage der Untersuchungsabschnitte	S. 51
Abb. 08-05	Blick flussabwärts auf die Seitenarme und Inseln	S. 52
Abb. 08-06	Beginn der Renaturierungsmaßnahme unterhalb des Hirsefeldstegs bei Mittelwasser mit fixiertem Totholz	S. 53
Abb. 08-07	Uferabbrüche im Bereich der Inseln bei Niedrigwasser	S. 53
Abb. 08-08	Blick auf das Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“	S. 54
Abb. 08-09	Lage des Untersuchungsgebietes „Gisselberger Straße“	S. 55
Abb. 08-10	Darstellung des Lahnverlaufs im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ auf historischen Karten	S. 56
Abb. 08-11	Das Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ und die Lage der Untersuchungsabschnitte	S. 57
Abb. 08-12	Standorttypischer Gehölzsaum der Lahn im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“	S. 58
Abb. 08-13	Altwasser im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“	S. 58
Abb. 08-14	Standorttypische Gehölze in dem 1997 renaturierten Abschnitt	S. 59
Abb. 08-15	Zustand des 2005 renaturierten Abschnitts Anfang 2006	S. 59
Abb. 08-16	Zustand des 2005 renaturierten Abschnitts bei Niedrigwasser Mitte 2006	S. 60
Abb. 08-17	Gehölzsukzession in dem 2005 renaturierten Abschnitt	S. 60
Abb. 09-01	Ablaufschema des Forschungsvorhabens mit den vier Methodenblöcken	S. 62
Abb. 09-02	Aufbau des BLAW-Verfahrens	S. 67
Abb. 09-03	Das Bewertungsschema am Beispiel der Gewässerbettdynamik	S. 69
Abb. 09-04	Verteilung der Messpunkte in einem 100 m-Abschnitt	S. 72
Abb. 09-05	Vergleich der Abdeckung eines fiktiven Gewässerabschnitts mit der EUROLIMPACS-Methode und dem TRiSha-Verfahren	S. 73
Abb. 09-06	Zusammensetzung der Habitattypen	S. 77
Abb. 09-07	Berechnungsformel für den Saprobienindex	S. 86
Abb. 09-08	Berechnungsformel für den German Fauna Index	S. 93
Abb. 09-09	Berechnungsformel für den Anteil an Metarhithalbesiedlern	S. 94
Abb. 09-10	Berechnungsformel für den Anteil der EPT-Taxa nach Abundanzklassen	S. 94
Abb. 11-01	Vergleich der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Auf der Weide“	S. 101
Abb. 11-02	Ausprägung des Parameters Tiefenvariabilität im Gebiet „Auf der Weide“	S. 105
Abb. 11-03	Ausprägung des Parameters Breitenvariabilität im Gebiet „Auf der Weide“	S. 106
Abb. 11-04	Ausprägung des Parameters Strömungsvielfalt im Gebiet „Auf der Weide“	S. 107
Abb. 11-05	Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik im Gebiet „Auf der Weide“	S. 108
Abb. 11-06	Bewertung des Teilsystems Auendynamik im Gebiet „Auf der Weide“	S. 110
Abb. 11-07	Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Auf der Weide“	S. 112

Abb. 11-08	Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik im Gebiet „Gisselberger Straße“	S. 114
Abb. 11-09	Bewertung des Teilsystems Auendynamik im Gebiet „Gisselberger Straße“	S. 115
Abb. 11-10	Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Gisselberger Straße“	S. 116
Abb. 11-11	Ausprägung des Parameters Tiefenvariabilität im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“	S. 119
Abb. 11-12	Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“	S. 120
Abb. 11-13	Bewertung des Teilsystems Auendynamik im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“	S. 122
Abb. 11-14	Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“	S. 123
Abb. 11-15	Relative Häufigkeit der Güteklassen der Gewässerstrukturgüte in den Untersuchungsgebieten	S. 124
Abb. 12-01	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 1	S. 127
Abb. 12-02	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 1	S. 128
Abb. 12-03	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Weide 1	S. 129
Abb. 12-04	Relative Häufigkeit der Strömungsklassen im Abschnitt Weide 1	S. 129
Abb. 12-05	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 1	S. 130
Abb. 12-06	Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 1	S. 130
Abb. 12-07	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Abschnitt Weide 1	S. 131
Abb. 12-08	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 1	S. 132
Abb. 12-09	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 2	S. 133
Abb. 12-10	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 2	S. 133
Abb. 12-11	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Weide 2	S. 134
Abb. 12-12	Relative Häufigkeit der Strömungsklassen im Abschnitt Weide 2	S. 134
Abb. 12-13	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 2	S. 135
Abb. 12-14	Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 2	S. 135
Abb. 12-15	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Weide 2	S. 136
Abb. 12-16	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 2	S. 137
Abb. 12-17	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 3	S. 138
Abb. 12-18	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 3	S. 138
Abb. 12-19	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Weide 3	S. 139
Abb. 12-20	Relative Häufigkeit der Strömungsklassen im Abschnitt Weide 3	S. 139
Abb. 12-21	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 3	S. 140
Abb. 12-22	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Weide 3	S. 141
Abb. 12-23	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 3	S. 141
Abb. 12-24	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 4	S. 142
Abb. 12-25	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 4	S. 143
Abb. 12-26	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Weide 4	S. 143
Abb. 12-27	Relative Häufigkeit der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 4	S. 144
Abb. 12-28	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 4	S. 144
Abb. 12-29	Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 4	S. 145
Abb. 12-30	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Weide 4	S. 146
Abb. 12-31	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 4	S. 146
Abb. 12-32	Wasserstand der Lahn am Pegel Marburg zwischen August 2006 und Juni 2007	S. 148
Abb. 12-33	Verteilung der Sohlsubstrate im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008	S. 154
Abb. 12-34	Verteilung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008	S. 155
Abb. 12-35	Verteilung der Wassertiefe im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008	S. 156
Abb. 12-36	Verteilung der Habitattypen im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008	S. 157

Abb. 12-37	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Gissel 1	S. 161
Abb. 12-38	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Gissel 1	S. 161
Abb. 12-39	Relative Häufigkeit der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Gissel 1	S. 162
Abb. 12-40	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Gissel 1	S. 162
Abb. 12-41	Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Gissel 1	S. 163
Abb. 12-42	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Gissel 1	S. 164
Abb. 12-43	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Gissel 1	S. 165
Abb. 12-44	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Gissel 1	S. 165
Abb. 12-45	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Gissel 2	S. 166
Abb. 12-46	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Gissel 2	S. 167
Abb. 12-47	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Gissel 2	S. 168
Abb. 12-48	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Gissel 2	S. 168
Abb. 12-49	Relative Häufigkeit der Strömungsklassen im Abschnitt Gissel 2	S. 169
Abb. 12-50	Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Gissel 2	S. 169
Abb. 12-51	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Gissel 2	S. 170
Abb. 12-52	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Gissel 2	S. 171
Abb. 12-53	Verteilung der Sohlsubstrate im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 172
Abb. 12-54	Verteilung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 173
Abb. 12-55	Verteilung der Wassertiefe im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 174
Abb. 12-56	Verteilung der Habitattypen im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 175
Abb. 12-57	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 1	S. 176
Abb. 12-58	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 1	S. 177
Abb. 12-59	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 1	S. 178
Abb. 12-60	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 1	S. 178
Abb. 12-61	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 1	S. 179
Abb. 12-62	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 1	S. 180
Abb. 12-63	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 2	S. 181
Abb. 12-64	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 2	S. 182
Abb. 12-65	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 2	S. 182
Abb. 12-66	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 2	S. 183
Abb. 12-67	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 2	S. 183
Abb. 12-68	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 2	S. 184
Abb. 12-69	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 3	S. 185
Abb. 12-70	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 3	S. 186
Abb. 12-71	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 3	S. 186
Abb. 12-72	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 3	S. 187
Abb. 12-73	Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Cappel 3	S. 187
Abb. 12-74	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 3	S. 188
Abb. 12-75	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 3	S. 189
Abb. 12-76	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 4	S. 190
Abb. 12-77	Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 4	S. 191
Abb. 12-78	Relative Häufigkeit der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 4	S. 191
Abb. 12-79	Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 4	S. 192

Abb. 12-80	Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 4	S. 193
Abb. 12-81	Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 4	S. 194
Abb. 12-82	Verteilung der Sohlsubstrate im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 196
Abb. 12-83	Verteilung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 197
Abb. 12-84	Verteilung der Wassertiefe im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 198
Abb. 12-85	Verteilung der Habitattypen im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008	S. 200
Abb. 12-86	Lineare Korrelationen ausgewählter TRiSHa-Parameter	S. 203
Abb. 12-87	Beste Korrelationen ausgewählter TRiSHa-Parameter	S. 204
Abb. 12-88	Grafische Darstellung der besten Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der Gewässerbettmorphologie	S. 206
Abb. 12-89	Korrelationen zwischen Parametern der Gewässerstrukturgüte und des TRiSHa-Verfahrens	S. 209
Abb. 12-90	Bewertung der Vergleichsparameter der Gewässerstrukturgüte und des TRiSHa-Verfahrens nach der 7-stufigen Skala der Strukturgüte	S. 210
Abb. 12-91	Bewertung der Vergleichsparameter in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 211
Abb. 12-92	Übereinstimmungen und Abweichungen der Gewässerstrukturgüteparameter und der TRiSHa-Vergleichsparameter auf Ebene der Kartierabschnitte	S. 212
Abb. 12-93	Übereinstimmungen und Abweichungen der Gewässerstrukturgüteparameter und der TRiSHa-Vergleichsparameter auf Ebene der Untersuchungsabschnitte	S. 213
Abb. 12-94	Übereinstimmungen und Abweichungen der Gewässerstrukturgüteparameter und der TRiSHa-Vergleichsparameter auf Ebene der Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte	S. 213
Abb. 12-95	Mittelwert der Gesamtabweichungen in den Untersuchungsabschnitten	S. 214
Abb. 12-96	Anzahl der Kartierabschnitte pro Gesamtabweichungskategorie	S. 214
Abb. 12-97	Korrelationen zwischen den Güteklassen der Gewässerbettdynamik, der Sub-Habitatvielfalt und der Strukturgüte nach BARBOUR ET AL. (1999)	S. 216
Abb. 12-98	Abweichungen der Strukturgüte nach BARBOUR ET AL. (1999) von der Gewässerbettdynamik und der Sub-Habitatvielfalt	S. 216
Abb. 13-01	Zusammensetzung der Gesamttaxaliste – Anteile der Ordnungen an der Gesamttaxazahl und der Gesamtindividuentichte	S. 224
Abb. 13-02	Habitatpräferenzen – Mittelwert der autökologischen Daten aller Taxa	S. 230
Abb. 13-03	Habitatpräferenzen – Mittelwerte autökologischen Daten der Ordnungen des Makrozoobenthos'	S. 231
Abb. 13-04	Habitatpräferenzen – Mittelwerte autökologischen Daten der Familien der EPT-Fauna	S. 231
Abb. 13-05	Präferenz für biozönotische Regionen – Mittelwerte der autökologischen Daten aller Taxa	S. 233
Abb. 13-06	Präferenz für biozönotische Regionen – Mittelwerte der autökologischen Daten der Ordnungen des Makrozoobenthos'	S. 234
Abb. 13-07	Präferenz für biozönotische Regionen – Mittelwerte der autökologischen Daten der EPT-Fauna	S. 234
Abb. 13-08	Ernährungstypen – Mittelwerte der autökologischen Daten aller Taxa	S. 236
Abb. 13-09	Ernährungstypen – Mittelwerte der autökologischen Daten der Ordnungen des Makrozoobenthos'	S. 237
Abb. 13-10	Ernährungstypen – Mittelwerte der autökologischen Daten der EPT-Fauna	S. 237
Abb. 13-11	Fortbewegungstypen – Mittelwert der autökologischen Daten aller Taxa	S. 238
Abb. 13-12	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Wassertiefe (in % der Individuen/m ²)	S. 240
Abb. 13-13	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Anzahl der Taxa pro Ordnung)	S. 241
Abb. 13-14	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Anzahl der Individuen/Taxon pro Ordnung)	S. 241
Abb. 13-15	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Individuentichte in Individuen/m ²)	S. 242
Abb. 13-16	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in Abhängigkeit von der Wassertiefe	S. 243
Abb. 13-17	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit von der Wassertiefe	S. 243
Abb. 13-18	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit von der Wassertiefe	S. 244
Abb. 13-19	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit	S. 247
Abb. 13-20	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (in	S. 248

	% der Taxa pro Ordnung)	
Abb. 13-21	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Individuendichte in Individuen/m ²)	S. 248
Abb. 13-22	Zusammensetzung der EPT-Fauna in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Taxazahlen pro Ordnung)	S. 249
Abb. 13-23	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit	S. 250
Abb. 13-24	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit	S. 250
Abb. 13-25	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit	S. 251
Abb. 13-26	Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Individuendichte für die einzelnen mineralischen Substrattypen	S. 256
Abb. 13-27	Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Taxazahl für die einzelnen mineralischen Substrattypen	S. 256
Abb. 13-28	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (in % der Individuen/m ²)	S. 257
Abb. 13-29	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (in % der Taxazahl)	S. 257
Abb. 13-30	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m ²)	S. 258
Abb. 13-31	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen	S. 259
Abb. 13-32	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen	S. 259
Abb. 13-33	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen	S. 260
Abb. 13-34	Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Individuendichte für die einzelnen organischen Substrattypen	S. 265
Abb. 13-35	Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Taxazahl für die einzelnen organischen Substrattypen	S. 265
Abb. 13-36	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (in % der Individuen/m ²)	S. 266
Abb. 13-37	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (in % der Taxa)	S. 267
Abb. 13-38	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m ²)	S. 267
Abb. 13-39	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der organischen Substrattypen	S. 268
Abb. 13-40	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der organischen Substrattypen	S. 269
Abb. 13-41	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der organischen Substrattypen	S. 270
Abb. 13-42	Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Individuendichte für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen	S. 272
Abb. 13-43	Anzahl der Taxa der EPT-Fauna für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen	S. 273
Abb. 13-44	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen (in % der Individuen/m ²)	S. 273
Abb. 13-45	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen	S. 274
Abb. 13-46	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna (Artniveau) für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen	S. 275
Abb. 13-47	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna (Artniveau) für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen	S. 275
Abb. 13-48	Mittlere Individuendichte der Habitattypen	S. 277
Abb. 13-49	Absolute Taxazahl pro Habitattyp	S. 278
Abb. 13-50	Mittlere Taxazahl pro Habitattyp	S. 278
Abb. 13-51	Anteil der EPT-Fauna (Taxa & Individuen) an der gesamten MZB-Fauna	S. 279
Abb. 13-52	Zusammensetzung des Makrozoobenthos in den Habitattypen (in % der Individuen/m ²)	S. 279
Abb. 13-53	Individuendichte der EPT-Fauna in den Habitattypen	S. 280
Abb. 13-54	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der Habitattypen	S. 281
Abb. 13-55	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der Habitattypen	S. 281
Abb. 13-56	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der Habitattypen	S. 282

Abb. 13-57	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der Habitattypen	S. 283
Abb. 13-58	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen (in % der Individuen/m ²)	S. 287
Abb. 13-59	Individuendichte der EPT-Fauna in den Habitattypengruppen	S. 288
Abb. 13-60	Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Habitattypengruppen	S. 288
Abb. 13-61	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der Habitattypengruppen	S. 289
Abb. 13-62	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der Habitattypengruppen	S. 290
Abb. 13-63	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der Habitattypengruppen	S. 291
Abb. 13-64	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in Abhängigkeit der Habitattypengruppen	S. 292
Abb. 13-65	Nachweis des Vorkommens der Taxa des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen	S. 293
Abb. 13-66	Stetigkeit des Vorkommens der Taxa des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen	S. 294
Abb. 13-67	Individuendichte der Habitattypengruppen inklusive gesonderter Makrophytengruppen	S. 296
Abb. 13-68	Anteil der EPT-Fauna an der Gesamtindividuellendichte und der Gesamttaxazahl für die Habitattypengruppen inklusive gesonderter Makrophytengruppen	S. 297
Abb. 13-69	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' für die Habitattypengruppen inklusive gesonderter Makrophytengruppen	S. 298
Abb. 13-70	Übersicht über die Spezialisierung aller Taxa und aller Taxa mit mindestens drei Indexbewertungen	S. 301
Abb. 13-71	Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Spezialisierungsindex und der Individuellendichte	S. 304
Abb. 13-72	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen hinsichtlich des Spezialisierungsgrades der Taxa (in % der Taxa)	S. 306
Abb. 13-73	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen hinsichtlich des Spezialisierungsgrades der Taxa (in % der Individuellendichte)	S. 307
Abb. 13-74	Anteil der EPT-Fauna (Individuellendichte, Taxazahl und Abundanzklassen) an der gesamten MZB-Fauna	S. 310
Abb. 13-75	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsabschnitten (in Ind./m ²)	S. 311
Abb. 13-76	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsabschnitten (in % der Taxazahlen)	S. 312
Abb. 13-77	Individuellendichte der EPT-Fauna in den Untersuchungsabschnitten	S. 313
Abb. 13-78	Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Untersuchungsabschnitten	S. 313
Abb. 13-79	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den Untersuchungsabschnitten (Individuellendichte in Ind./m ²)	S. 314
Abb. 13-80	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in den Untersuchungsabschnitten	S. 315
Abb. 13-81	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in den Untersuchungsabschnitten	S. 316
Abb. 13-82	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsabschnitten	S. 317
Abb. 13-83	Nachweis der 118 Taxa in den Untersuchungsabschnitten	S. 318
Abb. 13-84	Stetigkeit des Nachweises der Taxa des Makrozoobenthos' in den Proben der Untersuchungsabschnitte	S. 318
Abb. 13-85	Summierte mittlere Individuellendichte der Taxa in den vier Stetigkeitsklassen	S. 319
Abb. 13-86	Mittelwerte des Spezialisierungsindex' aller Taxa in den Untersuchungsabschnitten	S. 320
Abb. 13-87	Einteilung der Taxa in den Untersuchungsabschnitten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (alle nachgewiesenen Taxa)	S. 321
Abb. 13-88	Einteilung der Taxa in den Untersuchungsabschnitten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (alle Taxa mit einem stetigen Nachweis von mindestens 0,5 Ind./Probe)	S. 322
Abb. 13-89	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsgebieten	S. 323
Abb. 13-90	Nachweis der Taxa des Makrozoobenthos' in den drei Untersuchungsgebieten	S. 324
Abb. 13-91	Einteilung der Taxa in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades	S. 325
Abb. 13-92	Individuellendichte der EPT-Fauna in den Untersuchungsgebieten	S. 326
Abb. 13-93	Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Untersuchungsgebieten	S. 326
Abb. 13-94	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den Untersuchungsgebieten	S. 327
Abb. 13-95	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in den Untersuchungsgebieten	S. 328
Abb. 13-96	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in den Untersuchungsgebieten	S. 329
Abb. 13-97	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in den Untersuchungsgebieten	S. 330
Abb. 13-98	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 332

Abb. 13-99	Individuendichte der EPT-Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 333
Abb. 13-100	Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 333
Abb. 13-101	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 334
Abb. 13-102	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 335
Abb. 13-103	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 335
Abb. 13-104	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten	S. 336
Abb. 13-105	Einteilung der Taxa in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades	S. 338
Abb. 13-106	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 339
Abb. 13-107	Individuendichte der EPT-Fauna in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 340
Abb. 13-108	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 341
Abb. 13-109	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 342
Abb. 13-110	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 342
Abb. 13-111	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten	S. 343
Abb. 13-112	Nachweis der Taxa in den verschiedenen Bereichen	S. 346
Abb. 13-113	Einteilung der Taxa in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades	S. 347
Abb. 13-114	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Bereichen (Hauptlauf/Seitenarm und Strukturreich/Strukturarm) (in % der Individuendichte)	S. 348
Abb. 13-115	Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Bereichen (Hauptlauf/Seitenarm und Strukturreich/Strukturarm) (in % der Taxa)	S. 349
Abb. 13-116	Individuendichte der EPT-Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen	S. 349
Abb. 13-117	Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen	S. 350
Abb. 13-118	Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den vier strukturell verschiedenen Bereichen	S. 351
Abb. 13-119	Zusammensetzung der <i>Ephemeroptera</i> -Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen	S. 353
Abb. 13-120	Zusammensetzung der <i>Plecoptera</i> -Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen	S. 353
Abb. 13-121	Zusammensetzung der <i>Trichoptera</i> -Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen	S. 354
Abb. 14-01	Jahresgang der Wassertemperatur	S. 368
Abb. 14-02	Jahresgang des pH-Wertes	S. 369
Abb. 14-03	Jahresgang der elektrischen Leitfähigkeit und des Abflusses am Pegel Marburg	S. 370
Abb. 14-04	Jahresgang der Sauerstoffkonzentration und der Sauerstoffsättigung	S. 370
Abb. 14-05	Jahresgang der errechneten Konzentrationen von Nitrat, Ammonium und Orthophosphat,	S. 372
Abb. 14-06	Wassertemperatur im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 374
Abb. 14-07	pH-Wert im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 375
Abb. 14-08	elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 375
Abb. 14-09	Sauerstoffkonzentration und -sättigung im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 376
Abb. 14-10	Nitratkonzentration im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 377
Abb. 14-11	Ammoniumkonzentration im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 378
Abb. 14-12	Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 378
Abb. 14-13	Wassertemperatur im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 380
Abb. 14-14	pH-Wert im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 380
Abb. 14-15	elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 381
Abb. 14-16	Sauerstoffkonzentration und -sättigung im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 382
Abb. 14-17	Nitratkonzentration im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 382
Abb. 14-18	Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 383
Abb. 14-19	Wassertemperatur im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 385
Abb. 14-20	pH-Wert im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 386

Abb. 14-21	elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 386
Abb. 14-22	Sauerstoffkonzentration und -sättigung im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 387
Abb. 14-23	Nitratkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 388
Abb. 14-24	Ammoniumkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 389
Abb. 14-25	Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten	S. 390
Abb. 14-26	Entwicklung der Ammoniumkonzentration in dem 2005 renaturierten Seitenarm und dem Hauptlauf der Lahn in den Jahren 2006-2008	S. 392
Abb. 15-01	Blick auf den 2005 renaturierten Bereich im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ - 2006 und 2011	S. 399

Tabellenverzeichnis

Tab. 01-01	Zustand der Fließgewässer Deutschlands in den sieben Güteklassen für die Komponenten Biologische Gewässergüte und Gewässerstrukturgüte	S. 4
Tab. 09-01	Übersicht über die Parameter und Aggregationsebenen des LAWA-Verfahrens	S. 66
Tab. 09-02	Ableitung der Messflächengröße und des Transektabstands aus der Gewässerbreite	S. 71
Tab. 09-03	Aufbau des TRiSHa-Kartierbogens	S. 74
Tab. 09-04	Beispiel eines ausgefüllten Kartierbogens	S. 75
Tab. 09-05	Festlegung der Klassengrenzen für die Sohlsubstrate	S. 78
Tab. 09-06	Festlegung der Klassengrenze viel/wenig Organik	S. 79
Tab. 09-07	Aufbau der Habitattypennomenklatur	S. 79
Tab. 09-08	Liste der Habitattypen	S. 81
Tab. 09-09	Klasseneinteilung Saprobie Typ 9.2	S. 92
Tab. 10-01	Charakteristika der Untersuchungsabschnitte	S. 98
Tab. 10-02	Lage der Messpunkte für das chemisch-physikalische Messprogramm	S. 99
Tab. 10-03	Frequenz und Zeiträume der Methodenanwendung	S. 99
Tab. 11-01	Untersuchungsabschnitte im Gebiet „Auf der Weide“	S. 111
Tab. 11-02	Mittlere Ausprägung der relevanten Parameter der Gewässerbettdynamik in den beiden Untersuchungsabschnitten des Gebietes „Gisselberger Straße“	S. 117
Tab. 12-01	Häufigkeiten der Habitattypen und ihre Veränderungen im Gebiet „Auf der Weide“ 2006 und 2007	S. 150
Tab. 12-02	Veränderungen der Habitattypenzusammensetzung im Zeitraum 2006-2007 auf Ebene der Messflächen	S. 151
Tab. 12-03	Zuordnung der Barbour-Merkmalsausprägungen zu den Güteklassen der Gewässerstrukturgüte	S. 215
Tab. 13-01	Spannweite der Abundanzen (in Individuen pro Quadratmeter) verschiedener Organismengruppen bei insgesamt 16 Beprobungen von März bis November 2004	S. 223
Tab. 13-02	Die 20 Taxa mit der größten Individuendichte	S. 225
Tab. 13-03	Die 20 Taxa mit der größten Stetigkeit	S. 226
Tab. 13-04	Klassengrenzen der Stetigkeit und der Individuendichte	S. 226
Tab. 13-05	Verteilung aller Taxa auf die Parameter Stetigkeit und Individuendichte	S. 227
Tab. 13-06	Taxa mit der größten Präferenz im Epipotamal	S. 233
Tab. 13-07	Liste der rheobionten Taxa	S. 235
Tab. 13-08	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter Wassertiefe	S. 239
Tab. 13-09	Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in allen Wassertiefen vorkamen	S. 245
Tab. 13-10	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter Strömungsgeschwindigkeit	S. 246
Tab. 13-11	Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in allen Strömungsgeschwindigkeiten vorkamen	S. 252
Tab. 13-12	Taxa, die in einer der Wassertiefenkategorien nicht hinreichend oder gar nicht nachgewiesen wurden	S. 253
Tab. 13-13	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter der mineralischen Substrattypen	S. 254
Tab. 13-14	Gesamtabundanz und mittlere Abundanz für alle Taxa mit einer Stetigkeit von mind. 0,5 Ind./Probe	S. 262
Tab. 13-15	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter der organischen Substrattypen	S. 264
Tab. 13-16	Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in allen organischen Substraten vorkamen	S. 271
Tab. 13-17	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen	S. 272
Tab. 13-18	Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in mindestens 16 Habitattypen nachgewiesen wurden	S. 284
Tab. 13-19	Veränderung der Individuendichte durch Herauslösung der makrophytengepprägten Proben	S. 296
Tab. 13-20	Mittlere Indexwerte der Parameter des Spezialisierungsindex'	S. 300

Tab. 13-21	Indexwerte der stark stenopotenten Taxa	S. 302
Tab. 13-22	Indexwerte der stark und mäßig eurypotenten Taxa	S. 303
Tab. 13-23	Indexwerte der übergeordneten taxonomischen Einheiten (alle bewerteten Einheiten)	S. 304
Tab. 13-24	Indexwerte der übergeordneten taxonomischen Einheiten (nur Einheiten mit mind. drei Taxa)	S. 305
Tab. 13-25	Mittlere Werte des Spezialisierungsindex der 30 abundanzstärksten Taxa der Habitattypengruppen	S. 305
Tab. 13-26	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung in den Untersuchungsabschnitten	S. 309
Tab. 13-27	Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für die vier Bereiche strukturreicher Hauptlauf, strukturarmer Hauptlauf, strukturreicher Seitenarm und strukturarmer Seitenarm	S. 345
Tab. 13-28	Ergebnisse der Bewertung des Moduls Saprobie in den Untersuchungsabschnitten	S. 357
Tab. 13-29	Ergebnisse der Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation in den Untersuchungsabschnitten	S. 358
Tab. 13-30	Ergebnisse der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse in den Untersuchungsabschnitten	S. 361
Tab. 14-01	Allgemeine chemisch-physikalische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	S. 367
Tab. 14-02	Mittlere Minimalwerte der untersuchten Parameter in den drei Messjahren	S. 367
Tab. 14-03	Mittlere Maximalwerte der untersuchten Parameter in den drei Messjahren	S. 368
Tab. 14-04	Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter im Gebiet „Auf der Weide“	S. 373
Tab. 14-05	Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter im Gebiet „Gisselberger Straße“	S. 379
Tab. 14-06	Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“	S. 384
Tab. 14-07	Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter der Jahre 2006-2008 für den 2005 renaturierten Seitenarm	S. 390
Tab. 14-08	Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter der Jahre 2006-2008 für den Referenzmesspunkt C2	S. 391
Tab. 14-09	Abweichung der Mittelwerte des Seitenarmmesspunktes C3 von den Werten des Referenzmesspunktes C2	S. 391
Tab. 14-10	Mittelwerte der Parameter des chemisch-physikalischen Messprogramms im Hauptlauf und den Seitenarmen der Lahn	S. 393

I. Teil – Einführung

1. Einleitung

1.1. Problemstellung

Fließgewässer sind Lebensadern, die für die menschliche Gesellschaft von zentraler Bedeutung sind. Sie erfüllen zahlreiche ökologische und zivilisatorische Funktionen – als Lebensraum für Fauna und Flora, als Verkehrswege, als Trink- und Brauchwasserspeicher, als Erholungs- und Erlebnislandschaften und als bevorzugte Siedlungsräume. Viele dieser Nutzungen konkurrieren miteinander und üben einen beträchtlichen Druck auf das Fließgewässerökosystem aus. Verstärkt wird dieser Druck noch durch die wiederholten Eingriffe in die Struktur, Hydraulik und Ökologie der Fließgewässer und ihrer Auen, mit denen der Mensch die Flüsse und Bäche seinen funktionellen Bedürfnissen angepasst hat. Dabei können in Anlehnung an Karr (1998, zitiert in BARBOUR ET AL. 1999: 200) vier verschiedene Eingriffsarten unterschieden werden, die jeweils direkt und indirekt die Fließgewässer beeinflussen – die Veränderung der Habitatstrukturen, des Abflussverhaltens, des Nährstoffhaushaltes und der chemisch-physikalischen Wasserqualität.

Die europäischen Fließgewässer wurden im Laufe der Menschheitsgeschichte zu jeder Zeit durch eine oder mehrere Formen der Beeinflussung verändert, was zu vielfältigen Problemen geführt hat (KERN 1994: 99ff.). So wurden bereits in der Antike die Fließgewässer mit ihren breiten und gut begehbaren Schotter- und Sandufern als Keimzellen für die Erschließung des größtenteils bewaldeten Europas genutzt, wodurch die Ausbreitung neuer Tier- und Pflanzenarten beschleunigt wurde. Im Mittelalter löste sich die Siedlungsentwicklung in weiten Teilen Europas von den Fließgewässerlineamenten. Dies führte zu intensiven Waldrodungsphasen und damit verbunden zu verstärkter Erosion und der Akkumulation mächtiger Auelehmschichten. Durch die Erschließung vorher nur beschränkt zugänglicher Einzugsgebiete und die damit einhergehende Nutzungsintensivierung kam es zu weiteren Beeinträchtigungen der Fließgewässer (RAST 1992: 12). Zu dieser Zeit begann der wirtschaftende Mensch auch die Abflussregulierung der Fließgewässer durch Wehr- und Deichanlagen zu intensivieren. Dies diente der kontrollierten Bereitstellung ausreichender Wassermengen für die Energiegewinnung, der Be- und Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen sowie der Gewährleistung des Hochwasserschutzes (DICKHAUT 2005: 31). Die einsetzende Industrialisierung in der Neuzeit fügte den Beeinträchtigungen der Fließgewässer die Einleitung ungeklärter Abwässer in größerem Umfang sowie die Begradigung und Vertiefung der Flussläufe hinzu (vgl. Abb. 01-01). Dadurch sollten Niederschläge und Schadstoffe möglichst rasch abgeleitet, die Schiffbarkeit der Gewässer verbessert und Grenzen festgelegt und gesichert werden (RAST 1992: 12).

Der strukturellen, hydraulischen und stofflichen Eingriffe haben den Charakter vor allem der größeren Fließgewässer grundlegend verändert.

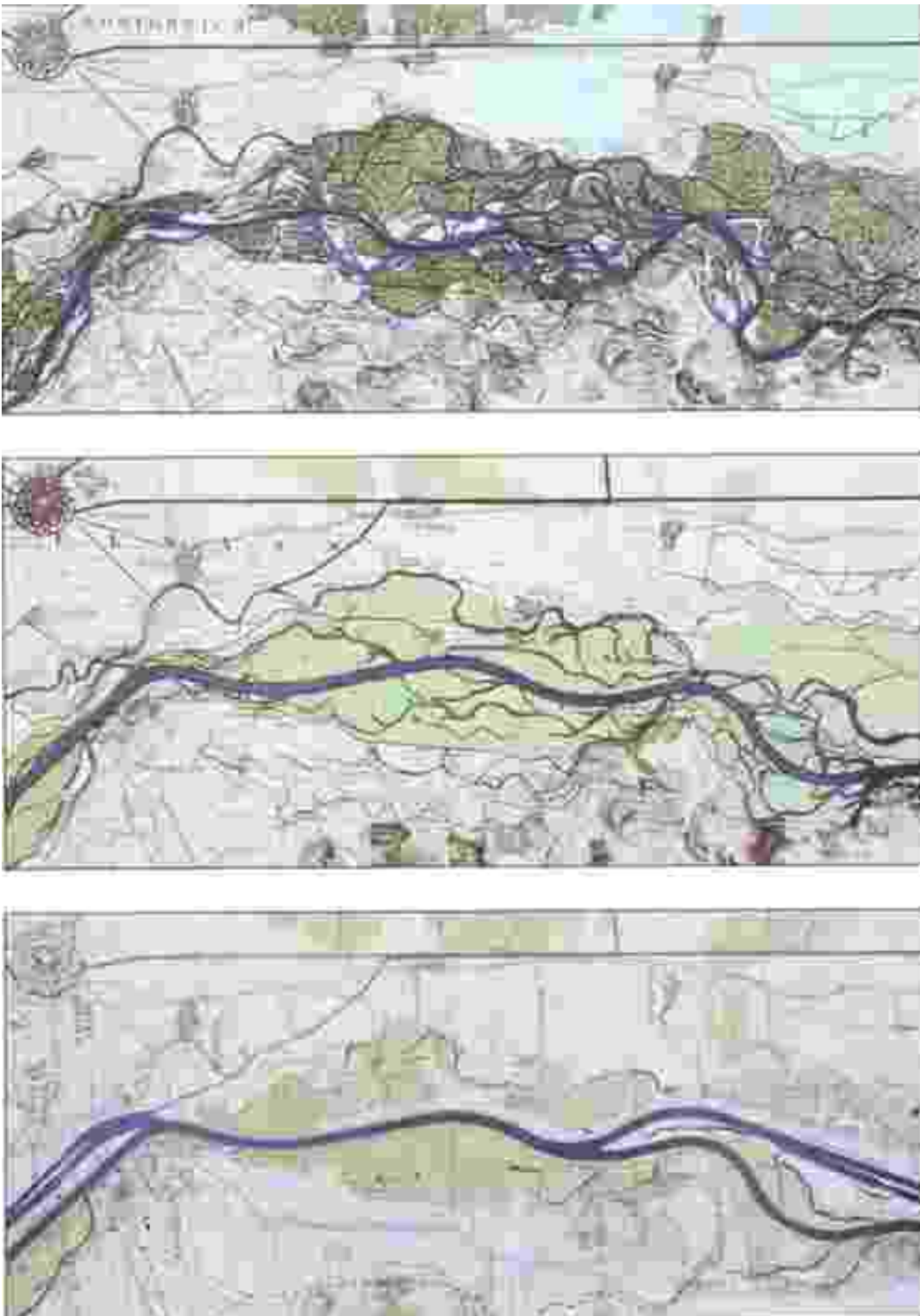


Abb. 01-01: Der Rhein bei Breisach – vor der Laufkorrektur 1828 (oben), nach der Laufkorrektur 1872 (mitte) und nach dem Staustufenausbau 1963 (unten) (Quelle: KALWEIT 1993: 77)

Seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wird die Belastung der Flüsse in Deutschland öffentlich diskutiert. Vor allem medienwirksame Zwischenfälle wie das Sandoz-Unglück, bei dem 1986 der Rhein durch giftiges Löschwasser hochkontaminiert wurde, haben zur Herausbildung eines Problembewusstseins geführt. In der Folge wurde die stoffliche Verunreinigung der Fließgewässer durch eine Verschärfung der rechtlichen Instrumente und

den (Aus-)Bau von Kläranlagen für kommunale und industrielle Abwässer stark reduziert. Heute weist ein Großteil der deutschen Fließgewässer keine gravierenden chemisch-physikalischen Beeinträchtigungen mehr auf, was sich in einer überwiegend guten biologischen Gewässergüte manifestiert. 2004 wurde der biologische Zustand von 66% aller untersuchten deutschen Fließgewässerabschnitte als gut oder sehr gut eingestuft, während 31% leichte und 4% größere Defizite aufwiesen (BMU (HrSG.) 2005; Tab. 01-01).

Tab. 01-01: Zustand der Fließgewässer Deutschlands in den sieben Güteklassen für die Komponenten Biologische Gewässergüte und Gewässerstrukturgüte (in %; nach BMU (HrSG.) 2005: 9)

Zustandsklasse	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Biologische Gewässergüte	1%	7%	58%	31%	3%	<1%	<1%
Gewässerstrukturgüte	2%	8%	11%	19%	27%	23%	10%

Dies änderte jedoch nichts an der morphologischen Degradation, die lange Zeit nicht als Problem wahrgenommen wurden. Folglich konnte durch die umfangreiche Reinigung der Abwässer und der damit verbundenen Verbesserung der chemischen Wassergüte keine grundlegende ökologische Zustandsverbesserung erreicht werden (WEILAND 2004; DICKHAUT 2005). Entsprechend defizitär fallen auch die Ergebnisse der Gewässerstrukturgüte auf verschiedenen räumlichen Ebenen aus. Nur für 21% aller deutschen Fließgewässerabschnitte wurde ein guter oder sehr guter struktureller Zustand festgestellt, während der Großteil der Abschnitte deutlich degradiert ist (Tab. 01-01). In Hessen erzielten nur 19,7% aller erfassten Gewässerstrecken eine Gewässerstrukturgüte der Klasse II oder besser, während 41,6% als sehr stark oder vollständig verändert eingestuft wurden (HMULF (HrSG.) 2000: 13). Für den Mittellauf der Lahn fallen die Ergebnisse noch schlechter aus als im hessenweiten und bundesdeutschen Durchschnitt. Nach einer Studie des Umweltbundesamtes (BORCHARDT ET AL. 2004: 20) wurden 60% aller Abschnitte des Wasserkörpers 2 der Lahn mit der Gewässerstrukturgütekategorie sechs oder sieben (Zustandsklasse III-IV und IV) eingestuft. Nach der im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) erforderlichen Bestandsaufnahme waren es 55%. Beide Studien schätzen die Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie für den Mittellauf der Lahn als unsicher ein (RICHTER 2006: 58). Hierfür sind größtenteils die morphologischen Defizite verantwortlich, teilweise aber auch die Gesamt-Phosphor-Gehalte sowie Pflanzenschutzmittel und polychlorierte Biphenyle (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HrSG.) 2005a).

Die Auswirkungen der anthropogen bedingten Degradation lassen sich aber nicht nur deutschland- sondern weltweit beobachten und sind teilweise auch gut dokumentiert. So weist mehr als ein Drittel der nordamerikanischen Fließgewässer eine veränderte Morphologie auf oder ist übermäßig verschmutzt, und die aquatische Fauna ist fünfmal stärker vom Artenschwund betroffen als die terrestrische (BERNHARDT ET AL. 2005: 636). In Deutschland gelten 23% aller Oberflächengewässer als erheblich verändert, weitere 14% sind anthropogenen Ursprungs (BMU (HrSG.) 2005: 10) und die aquatische und amphibische Fauna ist überproportional in den Roten Listen vertreten (LÜDERITZ 2004). Aus diesen bekannten Defiziten wurden jedoch lange Zeit keine entsprechenden Handlungsempfehlungen abgeleitet. Erst mit der Verabschiedung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE UNION (HrSG.) 2000) im Jahr 2000 wurde die gesamtökologische Wiederherstellung der Oberflächengewässer zum zentralen Fokus des Handelns auf allen adminis-

trativen Ebenen (siehe Kap. 6).

Auf Grundlage der 2004 durchgeführten, europaweiten Bestandsaufnahme schreibt die EU-WRRL die Aufstellung von Maßnahmeplänen bis 2009 und die erfolgreiche Umsetzung der darin enthaltenen Vorhaben bis 2015 vor. Die Entscheidungen für oder gegen einzelne Maßnahmen werden dabei nur auf Basis der durch die Bestandsaufnahme aufgezeigten Defizite im strukturellen, hydraulischen, chemischen und biologischen Bereich unter der Prämisse der Kosteneffizienz getroffen (INTERWIES ET AL. 2004). Die Kenntnisse darüber, welche Defizite unter welchen natürlichen und anthropogenen Rahmenbedingungen (Fließgewässertyp, Abflussregime, Landnutzung im Einzugsgebiet, Nutzungsvorrang im Fließgewässer) bei größtmöglicher Kosteneffizienz zu einer ausreichend großen Aufwertung des ökologischen Zustands führen, sind dabei größtenteils theoretisch (LEPORI ET AL. 2005). Noch immer fehlen umfangreiche Untersuchungen über bereits in der Vergangenheit umgesetzte Maßnahmenprogramme (UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) 2008). Zwar stehen für die Planung und Durchführung von Renaturierungen finanzielle Mittel zur Verfügung, nicht jedoch für ein mehrjähriges Monitoring, welches zum Zweck der Erfolgskontrolle zwingend notwendig wäre, um mit zukünftigen Maßnahmen die formulierten Ziele mit größerer Wahrscheinlichkeit zu erreichen (DICKHAUT 2005; PURCELL ET AL. 2002). Dies belegen Studien aus verschiedenen Regionen. In den Vereinigten Staaten von Amerika wurde beispielsweise bis 2004 nur für 10% der umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen eine Erfolgskontrolle durchgeführt und die meisten dieser Evaluierungen blieben ohne Konsequenzen, da die Ergebnisse nicht veröffentlicht wurden (BERNHARDT ET AL. 2005: 637; MOERKE & LAMBERTI 2004). Auch in Deutschland ist die Evaluation von Renaturierungsmaßnahmen noch längst nicht selbstverständlich. Im Rahmen eines Projektes an der Hochschule für Angewandte Wissenschaften in Hamburg wurden aus 80 Maßnahmen die 21 am besten untersuchten ausgewählt und hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit analysiert. Bei diesen 21 wurde das Makrozoobenthos, als wichtiger Indikator der ökologischen Gewässergüte (siehe Kap. 3.2), nur für fünf Maßnahmen sowohl vor als auch nach Durchführung der Renaturierung untersucht und bei acht Maßnahmen erfolgte gar keine Evaluierung der benthischen Wirbellosenfauna. Bei vier der 21 Maßnahmen wurden überhaupt keine biologischen Qualitätskomponenten (Fischfauna, Makrophyten etc.) erfasst und bei drei der 21 wurde sogar die Gewässerstrukturgüte nicht dokumentiert (DICKHAUT 2005: 6). Von den Akteuren hingegen, die an der Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen beteiligt sind, wird die Wirkung der Maßnahmen häufig als positiv beschrieben. Oft hält diese Einschätzung einer wissenschaftlich fundierten Erfolgskontrolle jedoch nicht Stand (DICKHAUT 2005: 7). Laut KOENZEN (2008: 38) wurde die Evaluation von 426 Renaturierungsprojekten in Nordrhein-Westfalen größtenteils basierend auf Daten der Gewässerstrukturgüte durchgeführt. Begründet wird dies einerseits mit deutlichen Zusammenhängen zwischen der Strukturgüte und den ökologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos sowie Makrophyten und andererseits mit dem hohen Datenbedarf detaillierterer Untersuchungen. Diese funktionalen Zusammenhänge sind dabei noch längst nicht hinreichend bekannt (siehe Kap. 4.2).

Die Versäumnisse bei der Erfassung gewässerbezogener Daten gehen in vielen Staaten sogar so weit, dass selbst grundlegende Kenntnisse nur unzureichend gewonnen werden. DAVIES ET AL. (2003: 4) haben die Verfügbarkeit gewässerökologischer Daten in 14 europäischen Staaten im Rahmen des STAR-Projektes untersucht und dabei festgestellt, dass in lediglich drei Ländern (Deutschland, Schweden und Großbritannien) überhaupt hydromorphologische Daten erfasst und systematisch gesammelt werden (DAVIES ET AL 2003: 10).

Es besteht demnach ein weltweites großes Wissensdefizit im Bereich der Wasserwirtschaft und damit der angewandten Wissenschaft.

Darüber hinaus ist jedoch auch der theoretische Kenntnisstand der grundlegenden funktionalen Zusammenhänge zwischen der Gewässerbettmorphologie und den Gewässerbiozöten lückenhaft (VERBERK ET AL. 2005). So ist der Einfluss der Gewässerstrukturgüte als dem am häufigsten untersuchten morphologischen Parameter auf die aquatischen Lebensgemeinschaften noch nicht eindeutig geklärt (vgl. z.B. GELLERT & BEHRENS 2010, SCHATTMANN 2008, TÖDTMANN ET AL. 2005, VÖLKER 2008) und das Grundlagenwissen darüber, wie sich ein Gewässerabschnitt durch Veränderung seiner hydraulischen oder strukturellen Charakteristik faunistisch und floristisch entwickeln wird, ist zu unspezifisch, um fundierte Renaturierungsprognosen erstellen zu können (HERING ET AL. 2008). Eine Begründung hierfür kann auch in der starken Transdisziplinarität des Problems gesehen werden. Zwischen der limnologischen Forschung auf der einen Seite und der wasserbaulichen sowie der hydrogeographischen/landschaftsökologischen Forschung auf den anderen Seiten bestehen tiefe Klüfte, die bis heute nicht zufriedenstellend überbrückt wurden.

Der eklatante Mangel sowohl im Bereich der Grundlagenforschung als auch in den angewandten Wissenschaften stellt ein großes Problem dar, da durch die EU-WRRL ein starker Handlungsdruck aufgebaut wurde. Ohne detaillierte wissenschaftliche Untersuchungen über die Wirksamkeit der verschiedenen Möglichkeiten zur ökologischen Strukturverbesserung kann die Erreichung der Ziele der Richtlinie nicht mit der von der europäischen Union geforderten Effizienz erfolgen. Auch im Hinblick auf die begrenzten finanziellen Mittel, die hierfür zur Verfügung stehen, sollte dieser Problematik eine größere Bedeutung zukommen (DEMBINSKI ET AL. 2005, DICKHAUT ET AL. 2005). SCHWEDER ET AL. (2003) haben basierend auf 53 Renaturierungsmaßnahmen eine Kostenabschätzung für die Erreichung des guten ökologischen Zustands erarbeitet, wonach allein für den Flächenankauf im Einzugsgebiet der Ruhr rund 200 Mio. € ausgegeben werden müssen. Werden auch die erforderlichen Renaturierungsmaßnahmen hinzugerechnet, so ergeben sich für das Ruhreinzugsgebiet Kosten von rund 500 €/Einwohner. Überträgt man diese Zahl auf das gesamte Bundesgebiet, so wird – bei aller Ungenauigkeit der Abschätzung – mit einem Betrag von rund 40 Mrd. € zumindest die Größenordnung sichtbar, welche im Zuge der EU-WRRL verwendet werden müsste. DICKHAUT (2005: 112) schätzt den Finanzbedarf mit 18 bis 50 Mrd. € ähnlich hoch ein. Die Dringlichkeit, bei Ausgaben in dieser Dimension möglichst kosteneffizient zu verfahren, ist offensichtlich.

Die vorliegende Arbeit setzt demnach an der Schnittstelle zwischen den morphologischen und faunistischen Aspekten der Fließgewässerrenaturierung an. Sie leistet damit einen Beitrag zur Grundlagenforschung und weist zugleich einen starken Praxis- und Anwendungsbezug auf. Als Beispielgewässer wurde die Lahn ausgewählt (siehe Kap. 8), da hier aufgrund der überdurchschnittlich starken morphologischen Degradation ein erhöhter Handlungsbedarf besteht.

1.2. Hypothesen

Aus den aufgezeigten Problemen ergeben sich mehrere Hypothesen, die im Rahmen dieser Arbeit überprüft wurden.

- Es lassen sich Zusammenhänge zwischen der Gewässermorphologie und der Besiedelung durch das Makrozoobenthos feststellen.
- Diese Zusammenhänge sind hinsichtlich der Beziehung Gewässerstrukturgüte-

Makrozoobenthos weniger stark ausgeprägt als hinsichtlich der Beziehung Gewässerbettmorphologie-Makrozoobenthos.

- Die Umsetzung der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen führt zu deutlichen Veränderungen der Gewässerbettmorphologie und der Besiedelung durch das Makrozoobenthos.
- Diese gewässerbettmorphologischen Veränderungen führen zu einer morphologischen und faunistischen Aufwertung der renaturierten Gewässerabschnitte.
- Die Art der Renaturierungsmaßnahmen ist geeignet, die Zielvorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen.

1.3. Zielsetzung

Zur Überprüfung der Hypothesen wurden folgenden Ziele definiert:

- Untersuchung der funktionalen Zusammenhänge zwischen dem Makrozoobenthos und den Fließgewässerstrukturen auf verschiedenen räumlichen Skalen;
- Durchführung eines monatlichen Messprogramms zur Erfassung grundlegender Parameter der Wasserchemie;
- Interpretation der Makrozoobenthosbefunde unter Berücksichtigung der chemisch-physikalischen Charakteristika sowie die Ableitung von Verbreitungsmustern;
- Bewertung des Erfolgs der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen;
- Ableitung von Handlungsempfehlungen.

Die hier nur kurz skizzierten Ziele werden in Kapitel 7 in Form von konkreten Arbeitsaufträgen ausführlicher dargestellt.

1.4. Methodische Überlegungen

Um die genannten Ziele zu erreichen, wird ein komplexer Ansatz auf mehreren Ebenen gewählt.

Aufbauend auf den Erkenntnissen zahlreicher Untersuchungen auf Einzugsgebiets- und Wasserkörperebene und in Absprache mit den zuständigen Behörden wurden drei Untersuchungsgebiete ausgewiesen. Für jedes Gebiet erfolgte zusätzlich zu den Ergebnissen der hessischen Gewässerstrukturgütekartierung (HMULF (H_{RS}G.) 2000) eine hochauflösende Kartierung der Gewässerstruktur nach dem Verfahren des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLAW (H_{RS}G.) 2002) (siehe Kap. 9.1). Durch die Modifizierung des Verfahrens war es möglich, die Länge der kartierten Gewässerabschnitte bis auf 10 m zu reduzieren. Dadurch konnte die Auflösung und Qualität der Untersuchungsergebnisse deutlich verbessert werden.

Diese Kartierungsergebnisse führten zu der Ausweisung von zehn Untersuchungsabschnitten (siehe Kap. 11.2.4, 11.3.4 und 11.4.4). Dabei wurden innerhalb jedes Untersuchungsgebietes strukturell höherwertige und weniger hochwertige Bereiche berücksichtigt.

In jedem der zehn Abschnitte kam in einem zweiten Schritt eine hochauflösende Gewässerbettmorphologiekartierung zur Anwendung. Hierfür wurde das TRiSHa-Verfahren (Typology of Riverbed Structures and Habitats; G_{ROLL} & O_{PP} 2007) entwickelt, da bislang

keine Methode zur Verfügung stand, welche die Struktur des Gewässerbettes in der benötigten Detailliertheit aufnehmen kann (siehe Kap. 9.2). Neben der Möglichkeit zur statistischen und kartografischen Auswertung der Kartielergebnisse beinhaltet das TRiSHa-Verfahren Handlungsanweisungen zur Ableitung von Habitattypen für das Makrozoobenthos.

Die Verteilung der verschiedenen Habitate in den zehn Abschnitten war Grundlage für den dritten Schritt der Untersuchungen – eine umfangreiche und detaillierte Beprobung des Makrozoobenthos nach dem PERLODES-Verfahren (MEIER ET AL. 2006b), welches als Standardmethode den Stand der Wissenschaft auf diesem Gebiet widerspiegelt (siehe Kap. 9.3). Die so gewonnenen Proben wurden im Gelände sortiert und vorbestimmt. Eine intensive taxonomische Bestimmung der aufgesammelten Individuen wurde sodann im Labor durchgeführt. Die so entstandenen Taxalisten wurden umfangreich ausgewertet und in eine ökologische Gesamtbewertung mit Hilfe der ASTERICS-Software eingespeist.

Ergänzt wurden die Untersuchungen durch ein dreijähriges Messprogramm grundlegender chemisch-physikalischer Parameter an sechs ausgewählten Standorten (siehe Kap. 9.4) und durch Daten mehrerer in der Vergangenheit durchgeführter Untersuchungen zum ökologischen Zustand des Untersuchungsgewässers (siehe Kap. 9.5.2).

Der hier vorgestellte methodische Ansatz kombiniert damit geomorphologische, umweltanalytische und faunistische Instrumente auf verschiedenen Ebenen, um ein möglichst vollständiges und vielschichtiges Abbild der realen Verhältnisse zu erzeugen. Nur durch solch einen transdisziplinären Ansatz können die komplexen Fließgewässerökosysteme angemessen analysiert werden.

1.5. Gang der Darstellung

Diese Dissertationsschrift ist in fünf Teile (I - V) gegliedert.

Der erste Teil beinhaltet neben dieser kurzen Einleitung und Übersetzung derselben ins Englische (Kap. 2) drei weitere Kapitel, die sich mit den Grundlagen der Ökologie (Kap. 3), Bewertung (Kap. 4) und Renaturierung (Kap. 5) von Fließgewässern sowie den für diese Arbeit relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen (Kap. 6) beschäftigen.

Im zweiten Teil werden die Zielsetzung (Kap. 7), das Untersuchungsgebiet (Kap. 8), die verwendeten Methoden (Kap. 9) sowie der Untersuchungsaufbau (Kap. 10) in eigenen Kapiteln eingehender vorgestellt.

Anschließend werden die Ergebnisse des Forschungsvorhabens im dritten Teil ausführlich präsentiert und diskutiert (Kap. 11-14). Dieser Teil enthält außerdem eine Zusammenfassung (Kap. 15) sowie eine englischsprachige Kurzfassung (Kap. 16).

Die Teile vier und fünf schließen diese Dissertationsschrift mit einem Verzeichnis der verwendeten Quellen sowie einem Anhang ab.

2. Introduction

2.1. Problem outline

Rivers are lifelines that are of vital importance for the human society. They fulfill numerous ecological and economic functions – as habitats for the fauna and flora, as transport routes, as source for drinking and industrial water, as recreation centres and as favoured areas of settlement. Many of those utilisations are contradicting each other and all put serious pressure on the stream ecosystems. This pressure is further increased by the repeated anthropogenic intrusions that mankind uses to adjust the rivers and floodplains to its needs. Following Karr (cited in BARBOUR ET AL. 1999: 200), four different kinds of intrusions can be differentiated – modifications of the habitat structures, the discharge patterns, the nutrient regime and the physicochemical water quality. Each kind of modification can effect the streams directly and indirectly.

The European rivers were constantly impacted by one or more of these intrusions throughout the course of human history, which led to manifold problems (KERN 1994). Back in the Ancient World, rivers with their broad and easy to access gravel and sand banks were the starting points for the conquering of the mostly forested continent. This led to an accelerated spread of plant and animal species. During the Middle Ages the enlargement of the populated area parted from the fluvial lineaments and caused extensive forest clearance, soil erosion and the sedimentation of alluvial clay. In addition to this complete alteration of the floodplains, the industrious man started to intensify the regulation of the rivers discharge with weirs and dams in order to provide a controlled water volume for energy generation, irrigation and drainage of agricultural areas and as a means of flood protection (DICKHAUT 2005: 31). In the course of the industrial revolution, untreated waste waters and the straightening of the rivers were added to the number of impairments, that have altered the morphological, hydraulic and physicochemical character of the larger European streams fundamentally.

Since the second half of the 20th century, the impairment of the rivers is openly discussed in Germany. Catastrophic accidents (like the Sandoz fire quench water, which contaminated the Rhine in 1986), that gained a thorough media coverage, helped to develop an awareness for the existing problems. This led to the implementation of water quality regulations and the better treatment of industrial and urban waste water.

Today, the physicochemical impairment of the German rivers is drastically reduced, which shows in an overall „good“ biological quality (BMU (EDS.) 2005). The morphological degradation however is still an unsolved challenge (HMULF (EDS.) 2000: 13). Hence the ecological quality of the rivers not only in Germany, but worldwide, is far away from a „good“ condition (WEILAND 2004; DICKHAUT 2005). In North America for example, more than one third of all rivers are morphological degraded or heavily polluted and the aquatic fauna is five times more prone to extinction than the terrestrial fauna (BERNHARDT ET AL. 2005: 636).

The European Water Frame Directive (WFD) from 2000 was the first international legal framework, that aims at the ecological restoration of all European surface water bodies until 2015 (EUROPÄISCHE UNION (EDS.) 2000) (see Chapter 6). In order to reach this ambitious aim, extensive river development plans have to be implemented. However, the scientific knowledge of how to improve different deficits under various constraints in a cost-effective way

(INTERWIES ET AL. 2004), is still mostly theoretical (LEPORI ET AL. 2005; see Chapter 4.2). Data about the effect of river revitalisation measures or even the most basic river structure quality is meagre (BERNHARDT ET AL. 2005: 637; DAVIES ET AL. 2003: 4; MOERKE & LAMBERTI 2004), but vital for the success of the WFD (DICKHAUT 2005; KOENZEN 2008: 38; PURCELL ET AL. 2002). If the enormous amount of money, that has to be invested in order to reach the aims of the WFD (between 18 and 50 Bln € in Germany alone, DICKHAUT 2005: 112), is taken into account, the importance of closing that knowledge gap is evident.

This study deals with the morphological and faunistic aspects of two revitalisation measures in the river Lahn (Hesse, Germany, see Chapter 8) and is thus part fundamental research and part applied science.

2.2. Objectives

Based on the described problems, the following hypotheses were formulated and checked during this study:

- Connections between the river morphology and the aquatic fauna (the macrozoobenthos) can be detected.
- These connections are stronger for the relationship between the micromorphological riverbed structure and the macrozoobenthos than between the overall river structural quality and the macrozoobenthos.
- The analysed revitalisation measures caused significant changes of the riverbed structure and the benthic animal community composition.
- These changes lead to an morphological and faunistic improvement of the study sites.
- The cost-effective kind of revitalisation measure is well suited to reach the aims of the WFD.

In order to check these hypotheses, the following research aims were defined:

- Analysis of the functional connections between the macrozoobenthos and river structures on different scales;
- Implementation of a monthly measurement programme of basic physicochemical parameters;
- Interpretation of the faunistic results under consideration of the physicochemical characteristics of the study sites and the deduction of spatial patterns;
- Evaluation of the revitalisation success;
- Deduction of recommended procedures for future revitalisations.

2.3. Methodical approach

The mentioned aims require a complex approach on several scales.

Based on the knowledge of numerous studies on catchment and water body level and in cooperation with the responsible authorities, three study sites were selected for this research. In addition to the available results from the official river structure quality mapping (HMULF (EDS.) 2000), a high resolution river structure quality mapping using a modified method (BLAW (EDS.) 2002; see Chapter 9.1) was done, that led to the identification of ten morphological different detail study sites (each 100 m long).

The riverbed structure was yearly mapped for all ten sites using the newly developed TRiSHa method (Typology of Riverbed Structures and Habitats; GROLL & OPP 2007), which offers a very high spatial resolution (see Chapter 9.2) and allows the declaration of microhabitats.

Based on the distribution of these microhabitats, an extensive and detailed sampling and analysis of the macrozoobenthos was done utilizing the state of the art method PERLODES (MEIER ET AL. 2006b, see Chapter 9.3).

These three methods were flanked by the triannual physicochemical measurement programme (see Chapter 9.4) and the data from prior studies (see Chapter 9.5.2).

This approach combines geomorphological, environmental-analytical and faunistic methods on different spatial scales and thus creates a multilayered model of the real conditions in the research area.

The following chapters are written in German, but there is an extensive summary in Chapter 16, that provides the main results.

3. Fließgewässer als komplexe Systeme

Fließgewässer sind komplexe Ökosysteme, welche die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Geofaktoren in einer großen Fläche (dem Einzugsgebiet) linienhaft und sogar punkthaft integrieren. Der geologische Untergrund beeinflusst Fließgewässer ebenso wie das Niederschlagsregime, das Relief oder die Landnutzung (ROLAUFFS, 2003). Weitere Parameter, die ein Fließgewässerökosystem definieren sind der Aufbau und die Funktionalität der Aue (DICKHAUT 2005; GERKEN 1992), die Gewässermorphologie (Linienführung, Wert- und Schadstrukturen, Sedimente und Substrate), der Aufbau des hyporheischen Interstitials und die darin ablaufenden Prozesse (BOHLE 1995: 79ff.; OLSEN & TOWNSEND 2003; IBISCH 2004; BORCHARDT & PUSCH (HRSG.) 2009), die chemisch-physikalische Beschaffenheit des Wassers sowie die Lebensgemeinschaften, die das Ökosystem besiedeln.

Zwischen den genannten Parametern treten zudem intensive Interaktionen und Rückkopplungen auf, die die Komplexität weiter steigern (z.B. BUTTSCHARDT 1994: 13; CHADWICK & HURYN 2003; CZERNIAWSKA-KUSZA 2005: 74; EFFENBERGER 2009: 12). So besiedelt die aquatische Fauna nicht nur die vorhandenen Gewässerhabitate, sie kann auch aktiv an deren Ausgestaltung beteiligt sein. Bekanntestes Beispiel für solche Ökosystem-Ingenieure (ecosystem engineers) ist sicher der Biber (*Castor sp.*), aber auch im Bereich des Makrozoobenthos' gibt es Arten, die gestaltend auf die Gewässerbettmorphologie einwirken, z.B. die Muschel *Dreissena sp.* oder die Köcherfliege *Hydropsyche sp.* Für letzteres Taxon haben CARDINALE ET AL. (2004: 381) den stabilisierenden Einfluss der Gespinnströhren untersucht und herausgefunden, dass Abschnitte, die von den Köcherfliegenlarven besiedelt wurden, bis zu 30% höhere Strömungsgeschwindigkeiten ohne deutliche Erosion überstehen. Ein weiteres Beispiel liefert Madsen (zitiert in BOHLE 1995: 50) mit der Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs verschiedener Insektenartenlarven in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. Aus der Überlagerung der vielfältigen abiotischen und biotischen Prozesse in einem Gewässer ergibt sich, dass sich die aquatischen Lebensgemeinschaften selbst ebenso dynamisch verhalten wie ihr Lebensraum und von Jahr zu Jahr (JACKSON & FÜREDER 2006) und auch im Jahresgang (LAUZON & HARPER 1988; PLIÜRAITÉ 2007) deutliche Schwankungen in der Artenzusammensetzung aufweisen.

Vergrößert wird die Komplexität der Fließgewässerökosysteme noch dadurch, dass Prozesse in Fließgewässern immer auch unterhalb gelegene Gewässerabschnitte beeinflussen (Oberlieger-Unterlieger-Beziehungen) (CONACHER, 2002) und durch die hohe Dynamik mit der diese Prozesse ablaufen. Vor allem Hochwasserereignisse können Fließgewässer grundlegend überprägen und so die Parameterkonstellation immer wieder verändern (EFFENBERGER ET AL. 2006; EFFENBERGER 2009). Das periodische Auftreten von solchen Störereignissen ist darüber hinaus ein wichtiger Grund für die hohe Artenvielfalt der Fließgewässer (GJERLØV ET AL. 2003; CARDINALE ET AL. 2006: 309ff). Erschwert wird die Betrachtung der Fließgewässerökosysteme auch durch das komplexe Zusammenspiel zwischen der Artenvielfalt und der funktionalen Stabilität des Systems. FELD (2010) kommt in einer Zusammenstellung aktueller Studien zu diesem Thema zu dem Schluss, dass nicht alle Arten gleich wichtig für die Stabilität eines Ökosystems sind. Demnach kann ein System auch nach dem Verlust vieler Arten noch so lange alle Funktionen erfüllen, bis ein Schwellenwert erreicht wird und bereits der Verlust einer weiteren Art zum Zusammenbruch des Systemzustands führt (Nietenhypothese). Fließgewässer, die durch häufige Störungen

gekennzeichnet sind, benötigen dabei mehr Arten als störungsarme Systeme, um ihre Stabilität aufrecht zu erhalten (LOREAU ET AL. 2001). Ökosysteme sind demnach durch eine große Redundanz gekennzeichnet, welche sie unempfindlich gegenüber dem Verlust einzelner Arten macht. In die Bewertung der Biodiversität muss daher neben der Artenvielfalt auch die funktionale Vielfalt einfließen. Bei der Auswertung faunistischer Untersuchungen von Fließgewässerökosystemen müssen daher auch die autökologischen Eigenschaften der Taxa berücksichtigt werden (HAYBACH ET AL. 2004).

Eines der schlüssigsten Modelle der Fließgewässerkomplexität ist das River Continuum Concept von VANNOTE ET AL. (1980), welches die sich veränderten Parameter im Längsverlauf eines Fließgewässers in Form von Gradienten beschreibt (BOHLE 1995: 87ff.; GUNKEL (HRS.G.) 1996: 135ff.). Durch die Kombination dieser gradientengetragenen Parameter (wie Wassertemperatur oder auch das Angebot autochthoner Nährstoffe) entstehen spezifische Biozönosen mit morphologischen und faunistischen Charakteristika (Abb. 03-01).

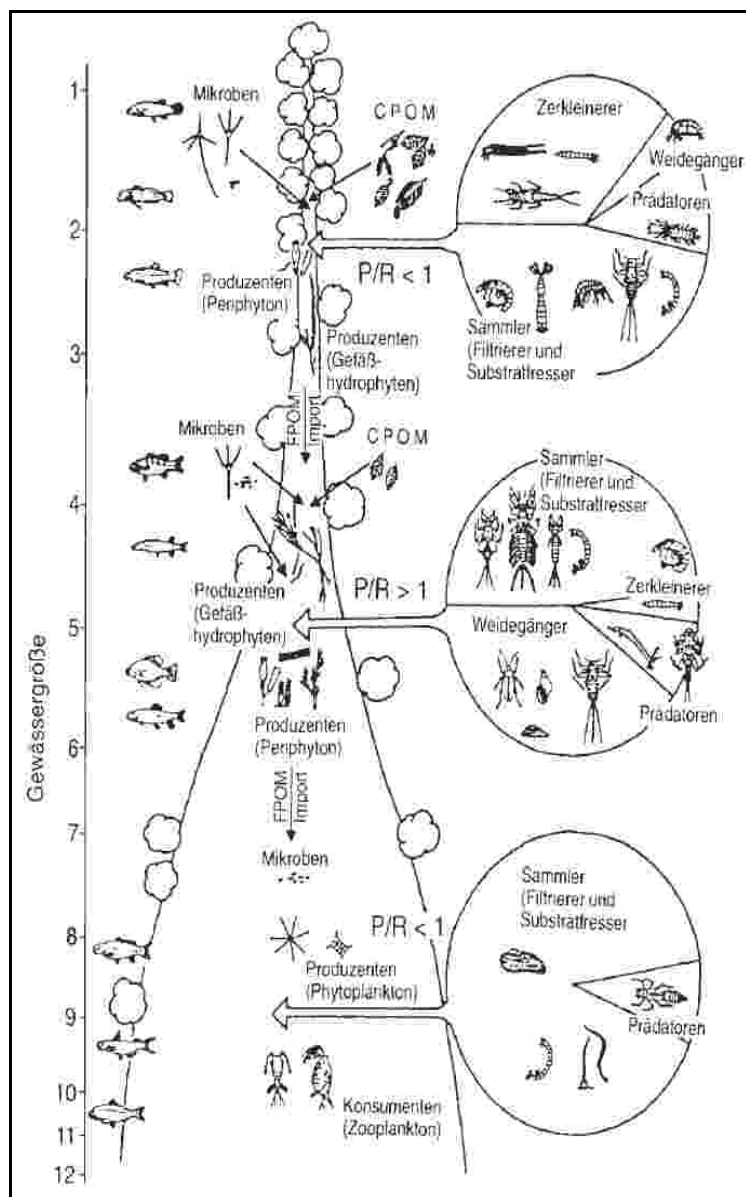


Abb. 03-01: Schematische Darstellung des River Continuum Concepts (Bohle 1995: 88)

3.1 Fließgewässertypologie

Die Vielfalt, die sich aus der Kombination der soeben aufgeführten, die Fließgewässer charakterisierenden Parameter ergibt, ist so groß, dass kaum zwei Wasserkörper direkt miteinander verglichen werden können (McDONNELL & WOODS 2004). Noch schwieriger ist es, den aktuellen Zustand eines Gewässers zu bewerten, da nur in seltenen Fällen und mit großem Aufwand der Referenzzustand des betreffenden Gewässers aus historischen Aufzeichnungen ermittelt werden kann.

Für die in der Praxis relevante Evaluation der Gewässer ist es daher notwendig, die reale Varianz der Parameterkombinationen in Form von Klassen oder Typen zu abstrahieren.

Einfache Ansätze hierfür wären beispielsweise, die Fließgewässer nach ihrer Größe (hydrologische Ordnung, mittlerer Abfluss, oder Größe des Einzugsgebietes) zu klassifizieren, aber auch nach den biozönotischen Längsregionen (vom Krenal bis zum Potamal), den Abflussregimen, dem Relief (Talformen, Gefälle), der Kontinuität des Abflusses, dem geologischen Untergrund des Einzugsgebietes (silikatisch oder karbonatisch) oder der Wassertemperatur (sommerwarm oder sommerkalt). LORENZ (2004: 9) unterscheidet dabei Top-Down und Bottom-Up Typologien, wobei erstere auf geomorphologischen Parametern und letztere auf aquatischen Lebensgemeinschaften basieren.

Die Entscheidung über die Parameter, die in eine Typologie einfließen ist dabei stark von der beabsichtigten Zielsetzung abhängig. So wird eine Typologie der Fließgewässer als Lebensraum für Makrophyten beispielsweise ein großes Gewicht auf die Bereiche Trophie, Strömungsgeschwindigkeit und Lichtverhältnisse (Wassertiefe & Beschattung) legen, während eine Typologie der Fließgewässer als Habitate für die Avifauna stärker auf Parametern der Ufer- und Auenstruktur aufbaut.

In der vorliegenden Arbeit liegt der Betrachtungsschwerpunkt auf dem Makrozoobenthos. Da dieses eine bedeutsame Qualitätskomponente für die Gewässerbewertung nach der EU-WRRL ist, war es notwendig, die Formen- und Prozessvielfalt der Fließgewässer überregional zu einer Typologie zusammenzufassen, welche speziell auf das Makrozoobenthos abgestimmt ist. Basierend auf verschiedenen partiellen Ansätzen, regionalen Typologien und umfangreichen Vorarbeiten (ILLIES (HRSG.) (1978²); OTTO & BRAUKMANN 1983; FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (HRSG.) 1994; MUHAR 1996; SCHMEDTJE & COLLING 1996; MEHL & THIELE 1998; FINK ET AL. 2000; SANDIN ET AL. 2000; SCHMEDTJE ET AL. 2000; HERING & STRACKBEIN 2002; vgl. auch NIEHOFF 1996: 6ff.) wurde daher im Rahmen eines Forschungsprojektes der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine offizielle Fließgewässertypologie für ganz Deutschland entwickelt (Abb. 03-02) und in einem Praxistest validiert (HAASE ET AL. 2004c; LORENZ ET AL. 2004a; RAWER-JOST ET AL. 2004; SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER, 2004a & 2004b & 2005). Durch die Validierung anhand faunistischer Datensätze verknüpft diese Typologie die Top-Down- und Bottom-Up-Ansätze. Für jeden der auf diese Weise ausgewiesenen Fließgewässertypen wurden die Referenzbedingungen für das Abflussverhalten, die Substratzusammensetzung sowie typische Vertreter des Makrozoobenthos durch einen Abgleich mit historischen Quellen und – soweit vorhanden – naturnahen Gewässerabschnitten jedes Typs erfasst und in Form von Steckbriefen verfügbar gemacht (FELD & BIS, 2003; WWW.FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG.DE).

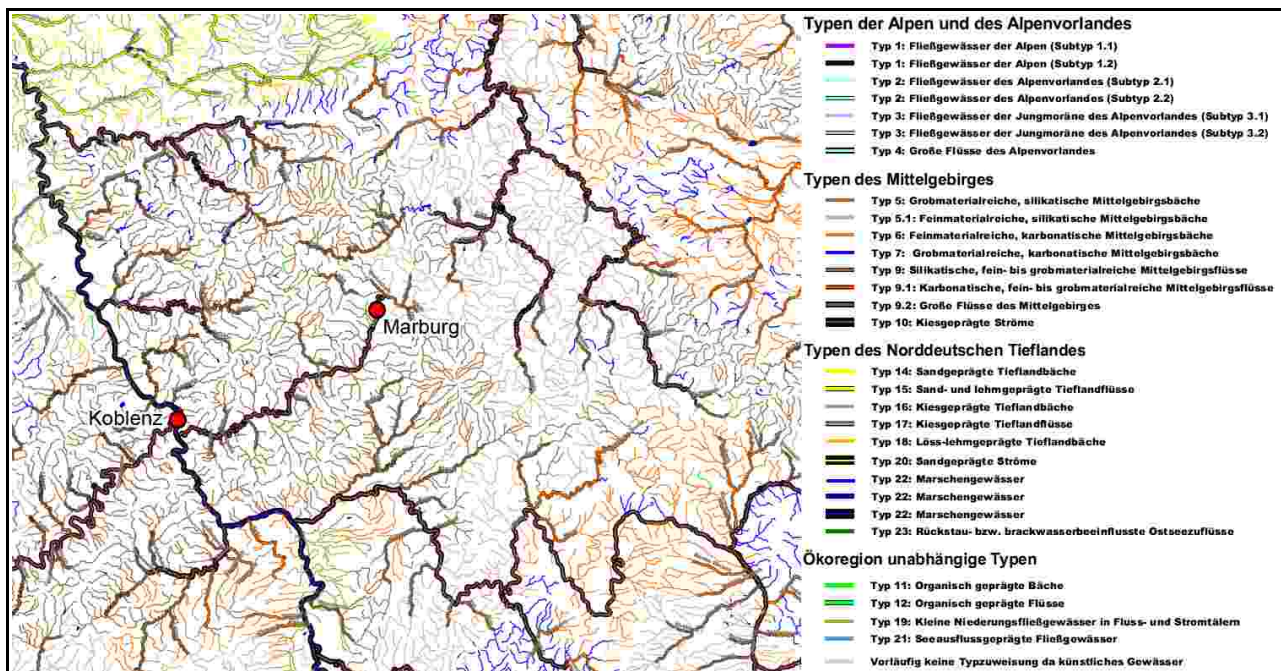


Abb. 03-02: Ausschnitt aus der Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands (POTTGIESSER ET AL. 2004)

Diese offizielle Typologie ist jedoch nicht unumstritten. So kritisiert Reusch (2004, zitiert in DICKHAUT 2005) die Ausweisung der sandgeprägten Tieflandsbäche (Typ 14) und der sand- und lehmgeprägten Tieflandsflüsse (Typ 15) als eigenständige Typen, da die sandigen Gewässerbetten des Tieflands lediglich degradierte kiesgeprägte Bäche und Flüsse darstellen. Die Feinsedimentanteile aus den Grund- und Endmoränen des norddeutschen Tieflands wären in den gut 10.000 Jahren seit dem Ende des Weichselglazials längst aus den Gerinnen ausgewaschen worden und heute würden unter natürlichen Bedingungen auch im Tiefland kiesgeprägte Fließgewässertypen dominieren. Die sandigen Substrate werden demnach durch anthropogen bedingte Erosion in die Gewässer eingetragen. Dem wird von Seiten der Typologieentwickler entgegen gehalten, dass es durchaus größere Gebiete gibt, die im starken Maße von sandigen Substraten dominiert werden (z.B. die niederrheinische Sandplatte) und in den Typbeschreibungen für die Typen 14 und 15 ausdrücklich darauf hingewiesen wird, dass auch die sandgeprägten Bäche und Flüsse größere Kiesanteile aufweisen können (Feld & Friedrich 2005, zitiert in DICKHAUT 2005). Weiterhin konnte im Zuge der faunistischen Validierung der Typologie die Unterteilung der Mittelgebirgsflüsse in die Typen 9, 9.1 und 9.2 (LORENZ ET AL. 2004a) sowie die Unterteilung der sandgeprägten und kiesgeprägten Fließgewässer in die Typen 14/16 und 15/17 (Feld 2005, zitiert in MEIER 2008) nicht bestätigt werden. Zu dem gleichen Ergebnis kommt auch MEIER (2008). Gerade die Unterteilung der Mittelgebirgsflüsse wird durch eine sehr unspezifische Charakterisierung dieser Typen erschwert. Nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) weisen die Flüsse dieser Typen einen mäandrierenden bis schwach gewundenen Lauf mit einem oder mehreren Strömungsrinnen auf, werden von Schotter, Steinen oder Kiesen dominiert, wobei bei den Typen 9.1 und 9.2 größere Sand- und Auelehmanteile hinzukommen können. Das einzige "harte" Unterscheidungskriterium ist in der Größe des Einzugsgebietes zu sehen und dieses Kriterium hat sich im Zuge der Validierung als nicht ausreichend für eine Typunterscheidung erwiesen.

Ein weiterer Kritikpunkt kann darin gesehen werden, dass die auf nationaler Ebene getroffene Unterscheidung in silikatische und karbonatische Gewässertypen auf lokaler Ebene vor allem für kleine Fließgewässer nicht immer zutreffend ist, da der kleinräumige Wechsel

verschiedener geologischer Formationen in der großmaßstäblichen Entwicklung der Fließgewässertypologie unberücksichtigt blieb. In ähnlicher Weise kann angezweifelt werden, ob eine deutschlandweit gültige Typologie überhaupt der Fülle einzigartiger Fließgewässer gerecht werden kann ohne zu stark zu generalisieren. Morphologische Eigenheiten einzelner Gewässer wie beispielsweise Reliefbesonderheiten im Einzugsgebiet, geländeklimatische Sondersituationen oder die regional unterschiedliche Landnutzung (z.B. Unterschiede zwischen Offenland und Waldgebieten) in den Einzugsgebieten bleiben bei der geringen Zahl ausgewiesener Typen unberücksichtigt, können jedoch für die aquatischen Habitate und die Lebensgemeinschaften relevant sein und somit zu falschen Bewertungen und der Auswahl ungeeigneter Maßnahmen führen. Zu diesem Schluss kommt auch BÖHME (2005) in einer Überprüfung der Typologie an 46 naturnahen Gewässerabschnitten des Harzes.

3.2 Makrozoobenthos

Die Fließgewässerökosysteme werden von zahlreichen Tier- und Pflanzengruppen besiedelt, welche die Vielzahl der ökologischen Nischen, die sich aus der hohen Komplexität der Ökosysteme ergeben, besetzen. Die Fische sind hierbei sicher die offensichtlichste faunistische Organismengruppe, doch auch Vögel, Amphibien und einige wenige Säugetierarten dominieren das öffentliche Bild der Gewässertierwelt. Weniger bekannt, aber sowohl hinsichtlich der Artenzahlen als auch bezüglich der Biomasse deutlich bedeutsamer als die vorgenannten Gruppen, ist das Makrozoobenthos. Wortwörtlich übersetzt umfasst diese Organismengruppe alle größeren (makro) Tierarten (zoo) des Gewässergrundes (benthos). Ein weiteres wichtiges Merkmal dieser Gruppe geht indes nicht aus ihrer Bezeichnung hervor, weshalb die Vertreter des Makrozoobenthos auch als Makroinvertebraten – als die größeren Wirbellosen – bezeichnet werden.

Unter dieser Sammelbezeichnung werden demnach alle wirbellosen Tiergruppen zusammengefasst, die den Gewässergrund besiedeln und mit bloßem Auge zu erkennen sind. Die artenreichste Gruppe des Makrozoobenthos sind die Insekten, doch auch Würmer, Krebstiere, Muscheln und Schnecken zählen zum Makrozoobenthos. Allen diesen Ordnungen ist gemein, dass sie ihr Leben vollständig oder zumindest teilweise (im Fall vieler Insektenarten, die lediglich als Larven im Wasser leben) auf der Gewässersohle oder in dem Lückensystem (Interstitial) des Untergrundes verbringen. Abgesehen von dieser Gemeinsamkeit besetzen die Taxa des Makrozoobenthos zahlreiche verschiedene Nischen. So lassen sich frei schwimmende Taxa, die sich räuberisch ernähren, ebenso finden wie sessile Taxa, die organische Partikel aus dem Flusswasser filtern oder Taxa, die die Biofilme von Wasserpflanzen und Hartsubstraten abweiden. Einige Taxa sind auf hohe Strömungsgeschwindigkeiten und eine gute Sauerstoffversorgung angewiesen (rheophile und rheobionte Taxa) während andere in sauerstoff- und strömungsarmem Milieu besonders konkurrenzstark sind (limnophile und limnobionte Taxa).

Diese Vielfalt verschiedener Lebensstrategien und die damit verbundenen Indikatoreigenschaften des Makrozoobenthos' sind einer der Gründe für die häufige Verwendung dieser Organismengruppe für die Bewertung von Fließgewässern.

4. Fließgewässerbewertung

4.1 Historische Entwicklung

Bereits in der Antike beobachteten die Menschen ihre Umwelt und versuchten Sie deskriptiv zu erfassen. So gelten die Werke von Aristoteles (384-322 v. Chr.; „*Historia animalium*“, „*De generatione animalium*“ und „*De partibus animalium*“) und Plinius dem Älteren (23-79 n. Chr.; „*Naturalis historia*“), in denen erstmals die Vielfalt des pflanzlichen und tierischen Lebens katalogisiert wurde, als Ursprünge der modernen Naturwissenschaften. In der Folge wurden immer größere Teile der Fauna und Flora systematisch erfasst und schließlich durch Carl von Linné (1707-1778) in das bis heute gültige taxonomische System überführt. Dieses enzyklopädische Wissen um den Aufbau der Umwelt ging jedoch nicht mit einer systematischen Bewertung derselben einher.

Das Interesse an einer Bewertung der Gewässer, also einer Einschätzung ihres Gütezustandes kam erst Anfang des 20. Jahrhunderts auf. Durch die zunehmende Industrialisierung und das rasante Bevölkerungswachstum in Europa nahm die stoffliche Belastung der Fließgewässer in einem Maße zu, die die Nutzbarkeit des Wassers (z.B. für die Trinkwasserversorgung) stark einschränkte und eine wissenschaftliche Beobachtung der Wassergüte erforderlich machte. Bereits zu dieser Zeit wurde (neben abiotischen Wasseranalyseverfahren) das Makrozoobenthos aufgrund seiner guten Indikatoreigenschaften als Qualitätskomponente der Fließgewässerökosysteme für die Bewertung herangezogen. So wurde in Bayern bereits 1952 mit der systematischen Erhebung der biologischen Gewässergüte begonnen, während das chemisch-physikalische Messnetz erst 1980 eingerichtet wurde (SCHAUMBURG 2004). Die so gewonnenen Kenntnisse flossen in Deutschland seit 1975 in Gewässergütekarten ein (FRIEDRICH, G. 1998), die wiederum Grundlage für gezielte Verbesserungsmaßnahmen waren. Während auf diese Weise die stoffliche Belastung der Fließgewässer kontinuierlich verringert werden konnte, traten in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts vermehrt die strukturellen Defizite der Fließgewässer in den Fokus des wissenschaftlichen Interesses (BÖHMER ET AL. 2004). Dies führte letztlich zur Entwicklung der Gewässerstrukturgütekartierung durch die Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA (HRSG.) 2000). Somit standen Ende des 20. Jahrhunderts in Deutschland mehrere Instrumente für die Bewertung der Fließgewässer zur Verfügung – die Wassergütemessnetze der einzelnen Bundesländer, der Saprobienindex als einfaches Verfahren der Gewässergüteuntersuchung von Fließgewässern unter Verwendung des Makrozoobenthos' (FISCHER & SCHAUMBURG 2005) sowie die Gewässerstrukturgütekartierung als Überblicksverfahren zur Erfassung der morphologischen Degradation der Gewässer und ihrer Auen.

FRIEDRICH, G. (1998: 39ff.) unterscheidet die verschiedenen Ansätze der Fließgewässerbewertung hinsichtlich der Zusammenführung der unterschiedlichen Bewertungsmethoden (synoptisch oder integrativ) und der Blickrichtung der Bewertung (Bottom-Up oder Top-Down). GESKE ET AL. (1997: 1) hingegen differenzieren vier Arten der Fließgewässerbewertung hinsichtlich der methodischen Ausrichtung:

- wasserbaulich-technische (chemisch-physikalisch und biozönotisch);
- planerisch-geographische (Strukturgüte, fernerkundliche Bewertung);

- komplexe (Biotopkartierungen, Bewertung der Landschaftsästhetik) und
- biologisch-ökologische Methoden (vegetationskundliche und faunistische Methoden).

Für eine umfassende Bewertung von Fließgewässern ist jedoch aufgrund der Komplexität der Systeme immer eine Kombination mehrerer dieser Ansätze notwendig.

4.2 Stand der Forschung

Eine Koordinierung der bestehenden Bewertungsmethoden, nicht nur auf nationaler, sondern auch auf europäischer Ebene wurde indes erst durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 in die Wege geleitet (EUROPÄISCHE UNION (HRSG.) 2000). Dies war notwendig, da die Gewässergüte nicht allein von der stofflichen Belastung, der Nutzung der Aue oder der Gerinnemorphologie abhängt, sondern sich aus dem komplexen Zusammenspiel dieser und weiterer Parameter ergibt. Eine isolierte Betrachtung nur der Saprobie oder nur der Gewässerstrukturgüte ist demnach nicht zielführend. Die Bewertung (und der internationale Vergleich) der Fließgewässer nach den neuesten Erkenntnissen der Forschung erforderte daher die Identifikation und gegebenenfalls Neuentwicklung geeigneter Methoden für die moderne Fließgewässerbewertung.

In Nordamerika wurde hingegen bereits Mitte der 1980er Jahre mit der Vereinheitlichung der Bewertungsinstrumente für Fließgewässer begonnen. Die besondere Berücksichtigung der Kosteneffizienz der geplanten Revitalisierungsmaßnahmen führte zu der Entwicklung des „Rapid Bioassessment Protocol“ (RBP), einem schnell und günstig durchführbaren Überblicksverfahren, das die Degradationen der aquatischen Biozönosen evaluiert (BARBOUR ET AL. 1999).

Die in Europa neu zu entwickelnden Bewertungsmethoden mussten dabei die folgenden Maßgaben erfüllen (nach BÖHMER ET AL. 2004):

- sie müssen den Anforderungen der EU-WRRL genügen;
- von den zuständigen Wasserbehörden auch im Rahmen des Monitorings problemlos anwendbar sein;
- in der Bewertung zwischen organischer Belastung, Versauerung und allgemeiner (morphologischer) Degradation unterscheiden;
- auf Einflussgrößen der Gewässermorphologie und der Wassergüte basieren;
- das Konzept der Fließgewässertypologie verwenden und überall gültig sein.

Die Bestrebungen, das verfügbare Bewertungsinstrumentarium zu optimieren (siehe z.B. CZERNIAWSKA-KUSZA 2005: 174; LORENZ ET AL. 2004 für die Komponente Makrozoobenthos) führten in den vergangenen Jahren zu einer starken Diversifizierung der Methoden. Laut CZERNIAWSKA-KUSZA (2005: 169) wurden seit 2005 mehr als 100 Verfahren für die Bewertung der Gewässergüte mittels biologischer Indikatoren entwickelt. Etwa 60% davon nutzen das Makrozoobenthos als entscheidende Organismengruppe (CZERNIAWSKA-KUSZA 2005: 169; bestätigt durch HAASE & SUNDERMANN 2004). Demnach kommen in der europäischen Union 50 Methoden der makrozoobenthosbezogenen Gewässergütebewertung zur Anwendung. Beispiele hierfür sind der Belgian Biotic Index (BBI) oder das BMWP (Biological Monitoring

Working Party) Score System für die Gewässerverschmutzungsüberwachung in Großbritannien (CZERNIAWSKA-KUSZA 2005: 169).

Neben der „klassischen“ Gewässeruntersuchung im Feld, wird dabei auch versucht, neue Bewertungsansätze zu erarbeiten. In jüngerer Vergangenheit haben z.B. Biologen begonnen, ökologische Zusammenhänge mit Hilfe genetischer und molekularer Methoden nicht nur im Labor zu untersuchen, sondern auch auf die Feldforschung zu übertragen (DICKE ET AL. 2004; HIDDE 2008). So soll von individuellen, genetisch determinierten Eigenschaften (*traits*) einzelner Organismen auf die zwischenartliche Interaktion ganzer Lebensgemeinschaften oder gar auf die Gewässergüte geschlossen werden (STATZNER ET AL. 2005; TOWNSEND ET AL. 1997). Andere Ansätze beziehen die Fitness einzelner Individuen oder ganzer Populationen (z.B. über die Biomasse oder Wachstumsraten) in die Bewertung der Fließgewässer ein. Auf der Mesoskala bestehen demgegenüber Bestrebungen, die Gewässergüte allein aus allgemein verfügbaren Daten wie der Landnutzung, der Bevölkerungsdichte, Ausleitungen oder der Gewässerstruktur abzuleiten und auf die Erfassung eigener Messdaten vollständig zu verzichten (LEIBUNDGUT & EISELE 2004). Inwieweit diese Ansätze tragfähig sind und die klassische Feldarbeit ersetzen können, wird sich erst noch erweisen müssen.

Im Zuge der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde versucht europaweit ein einheitliches Vorgehen bei der Fließgewässerbewertung zu etablieren. Neben der Gewässerstrukturgütekartierung, welche als Hilfsparameter Verwendung findet, basiert die Fließgewässerbewertung nach der EU-WRRL auf der ökologischen Einstufung der vier Qualitätskomponenten Fische, Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos sowie dem Makrozoobenthos. Für jede dieser vier Komponenten wurden im Rahmen groß angelegter Forschungsprojekte verbindliche Methoden entwickelt, welche nun Verwendung finden. Für das Makrozoobenthos steht mit dem PERLODES-Verfahren bereits seit mehreren Jahren ein Instrument zur Verfügung, welches den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie genügt, da hierfür auf die langjährigen Erfahrungen in der Untersuchung der Wirbellosenfauna zurückgegriffen werden konnte. Die übrigen neu entwickelten Verfahren (PhytoFluss, PHYLIB und FIBS) folgten zeitlich versetzt, sind inzwischen aber ebenfalls einsatzbereit (SCHAUMBURG ET AL. 2004).

Auf die einzelnen Verfahren soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden, da das PERLODES-Verfahren im Methodenteil dieser Arbeit (Kap. 9.3.1) ausführlicher vorgestellt wird und die drei anderen Methoden nicht Bestandteil des vorliegenden Forschungsvorhabens waren.

Stattdessen soll der Stand der Forschung bezüglich einiger Aspekte vorgestellt werden, die allen neueren Methoden zu Grunde liegen.

Habitatspezifische Bewertung

Grundsätzlich gehen die „modernen“ Bewertungsinstrumente davon aus, dass die biotischen Parameter, die sie untersuchen wollen, nicht gleichförmig über das Fließgewässer verteilt sind. Sie kommen vielmehr in diskreten Habitaten vor, die es in ihrer Vielfalt zu berücksichtigen gilt, wenn ein akkurates Bild der entsprechenden Organismengruppe gezeichnet werden soll. Dabei ist jedoch unklar, was unter einem „Habitat“ zu verstehen ist. Laut RABENI ET AL. (2002: 782 f) sind Habitate physikalische Typen innerhalb des Gewässers. In einer zweistufigen Typologie werden zunächst nach der Strömungsgeschwindigkeit (drei Stufen von langsam fließend zu schnell fließend) und anschließend nach ebenfalls strömungsabhängigen Strukturelementen wie schnell strömenden Rauscheflächen oder randlichen Pools insgesamt 11 Typen ausgewiesen, welche in ihrer

Größe eine Spannbreite von 10 bis 100 m² abdecken. Ein ähnliches System von Hawkins et al. (1993, zitiert in RABENI ET AL. 2002: 783) differenziert ebenfalls in zwei Stufen nach der Strömungsgeschwindigkeit und örtlichen morphologischen Einflüssen. Beide Ansätze wurden speziell für eine bestimmte Region entwickelt und optimiert und sind somit nur schwer universell einsetzbar.

Im PERLODES-Verfahren auf der anderen Seite wird der Begriff Habitat mit den Substraten gleichgesetzt, es ist somit streng genommen kein Multihabitat- sondern ein Multisubstrat-Verfahren. Auch hinsichtlich der räumlichen Ausdehnung dieser Substratbereiche, die eher im Bereich 1 bis 10 m² liegt, unterscheidet sich dieser Ansatz von dem vorhergenannten.

Tatsächlich ist keine der beiden Definitionen treffend, da sie sich für die Ausweisung von Habitaten jeweils auf einen einzigen Gewässerparameter (die Strömung und die Substrate) beschränken. Real existierende Habitate, als Lebensräume bestimmter Tier- oder Pflanzenarten verstanden, entstehen durch das Zusammenspiel vieler verschiedener Parameter. Die Strömungsverhältnisse und die Zusammensetzung der Gewässersohle sind wichtige Parameter der Habitatcharakteristik, allerdings wird sie auch die Wassertiefe, die Wasserbeschaffenheit (z.B. der pH-Wert, die Wassertemperatur oder die Sauerstoffsättigung), die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen (z.B. abweidbare Algenfilme oder Beutetiere) sowie die inter- und intraspezifische Konkurrenz (siehe hierzu ABÓS ET AL. 2006) beeinflusst. Insofern kann am ehesten den Habitatdefinitionen von BARBOUR ET AL. (1999: 69) und MADDOCK (1999) gefolgt werden, die besagen, dass ein Habitat alle physikalischen und chemischen Aspekte sowie alle biotischen Interaktionen innerhalb eines Gewässerabschnitts inklusive der Ufer- und Auenbereiche verkörpert. Hinzu kommt, dass nicht von „den“ Fließgewässerhabitaten gesprochen werden kann, da streng genommen jede Art, zumindest jedoch jede der vier Qualitätskomponenten verschieden große Habitate innerhalb eines Fließgewässerabschnitts besiedelt. Während die Habitate einiger Fischarten weit größer als 100 m² sind, ist die relevante Habitatgröße ortsgebundener Tier- oder Pflanzenarten unter Umständen deutlich kleiner als 1 m². Das Makrozoobenthos als Organismengruppe, deren Vertreter größtenteils kleiner als 3 cm sind, ordnet sich hier im unteren Teil der Skala ein. BARBOUR ET AL. (1999: 74) sprechen in diesem Zusammenhang von einer Mikro- und Makroskala der Gewässerhabitate. Die Makroebene umfasst Parameter wie die Laufkrümmung, die durch die Gewässerstrukturgüte abgedeckt werden. Auf der Mikroebene stehen hingegen die Verteilung der verschiedenen Substrattypen im Gewässerbett im Vordergrund. Eine ähnliche Definition der Mikrohabitate liefern LAMOUROUX ET AL. (2004), die darin eine Kombination aus den Sohlsubstraten, dem benthischen organischen Material und dem Strömungsverhalten sehen.

Dass verschiedene Untereinheiten eines Fließgewässers eine konsistente biologische Eigenständigkeit aufweisen und verschiedene Umweltfaktoren Einfluss auf die Gewässerbiozöosen haben, ist inzwischen allgemein anerkannt (z.B. Frissell et al. 1986, zitiert in RABENI ET AL. 2002: 782; SCHUHKRAFT 1998: 17). Dies spiegelt sich auch darin wider, dass neben der Gewässertypspezifität auch die Habitatspezifität Eingang in die Anforderungen der EU-WRRL an moderne Bewertungsverfahren gefunden hat. Allerdings sind die Beziehungen zwischen der aquatischen Fauna und ihrer biotischen und abiotischen Umwelt noch immer nicht hinreichend erforscht (JÄHNIG ET AL. 2008b; JOHNSON & HERING 2009). In der Folge bietet der Stand der Forschung ein fragmentiertes Bild, in dem je nach Untersuchungsansatz und -gebiet verschiedene Parameter maßgeblichen Einfluss auf die Verteilung des Makrozoobenthos haben, während andere scheinbar zu vernachlässigen sind. Die wichtigsten Einflussgrößen sind:

- die Einzugsgebietseigenschaften (Ökoregion, Geologie, Relief) – JOHNSON & HERING

- (2009), LORENZ (2004: 17), MALMQVIST & MÄKI (1994), PARSONS ET AL. (2003), SANDIN (2003), SANDIN & JOHNSON (2004), TOWNSEND ET AL. (2003);
- die Landnutzung im Einzugsgebiet – BATZER ET AL. (2005), BLACK ET AL. (2004), KAIL ET AL. (2009); LAUTENSCHLÄGER & KIEL (2005), ROY ET AL. (2003), TOWNSEND ET AL. (2003);
 - das Abflussregime (inkl. Störungen der Gewässersohle) – BECKMANN (2002: 73), FRIBERG ET AL. (2001), KILBANE & HOLOMUZKI (2004), LORENZ (2004: 17), MALMQVIST & MÄKI (1994), SAILER (2005), TOWNSEND ET AL. (1997);
 - die Höhenlage – LORENZ (2004: 17), MALMQVIST & MÄKI (1994), SANTOUL ET AL. (2005);
 - der Fließgewässertyp (Gewässergröße/Einzugsgebietsgröße) – BISS ET AL. (2002), JOHNSON & HERING (2009), LI ET AL. (2001), MALMQVIST & MÄKI (1994), LORENZ (2004: 17), SANTOUL ET AL. (2005);
 - die Strömungsgeschwindigkeit – BLACK ET AL. (2004), NELSON & LIEBERMAN (2002), SAILER (2005);
 - die Wassertiefe – SAILER (2005);
 - die Substratzusammensetzung (Mikrohabitate, inkl. Makrophyten) – BARBOUR ET AL. (1999: 202), BEAUGER ET AL. (2006), JOHNSON ET AL. (2004), LAMOUREUX ET AL. (2004), LAUTENSCHLÄGER & KIEL (2005), LORENZ (2004: 17), MALMQVIST & MÄKI (1994), STRAYER ET AL. (2006), TANIGUCHI ET AL. (2003), VERBERK ET AL. (2005);
 - der Anteil organischen Materials im Gewässer – BENKE & WALLACE (2003), LORENZ (2004: 17), MALMQVIST & MÄKI (1994);
 - die chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit – BLACK ET AL. (2004), GERHARDT ET AL. (2010), WAGNER & ARLE (2008: 125);
 - die Gewässerstrukturgüte – BISS ET AL. (2002), SCHATTMANN (2008), VÖLKER (2008).

Andere Studien konnten keine Zusammenhänge zwischen dem Makrozoobenthos und einigen der oben aufgeführten Parametern nachweisen:

- die Einzugsgebietscharakteristika – JOHNSON ET AL. (2004);
- der Fließgewässertyp – FELD (2005) (zitiert in MEIER 2008), LORENZ ET AL. (2004a), MEIER (2008);
- die chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit – BATZER ET AL. (2004)
- die Substratzusammensetzung – BISS ET AL. (2002), PALMER ET AL. (2010);
- die Gewässerstrukturgüte – GELLERT & BEHRENS (2010: 232), PODRAZA (2008: 23), TÖDTMANN ET AL. (2005), WAGNER & ARLE (2008: 125).

Diese beiden Auflistungen zeigen, dass die Zusammenhänge zwischen dem Makrozoobenthos und den abiotischen Umweltparametern sehr komplex sind. Erhöht wird die Komplexität durch die zahlreichen biotischen Interaktionen (Konkurrenz, Predation, Bioengineering), welche die zuvor genannten Zusammenhänge überlagern (SPOONER ET AL. 2006) und dadurch, dass verschiedene Organismengruppen unterschiedlich stark auf die verschiedenen Parameter reagieren (JÄHNIG ET AL. 2008b; JOHNSON & HERING 2009; STEAD ET AL. 2003; TOWNSEND ET AL. 2003). Und schließlich hängen die beobachtbaren Zusammenhänge auch stark von der räumlichen Skala ab. Während einige Studien Einflussgrößen auf jeder Betrachtungsebene vom Mikrohabitat bis zum Einzugsgebiet erkennen konnten

(LAUTENSCHLÄGER & KIEL 2005, LORENZ 2004: 17, MALMQVIST & MÄKI 1994), zeigte sich in anderen Studien eine deutliche Skalenabhängigkeit der Korrelationen (Maddock 1999; Abb. 04-01; HEINO ET AL. 2004; ROLAUFFS 2003 & 2005).

So haben BLACK ET AL. (2004) die Abhängigkeit der Taxazahlen des Makrozoobenthos' von verschiedenen Umweltvariablen auf drei verschiedenen Skalenniveaus untersucht. Auf Ebene der Beprobungsstellen konnte eine Abhängigkeit der Taxazahlen von der Strömungsgeschwindigkeit und der elektrischen Leitfähigkeit festgestellt werden, während in den beiden übergeordneten Ebenen der Gewässerabschnitte und ganzer Fließgewässer der Waldanteil einen entscheidenden Einfluss hatte. LAMOUROUX ET AL. (2004) konnten auf der Ebene der Mikrohabitate eine deutlich höhere Korrelation zwischen Strukturparametern und dem Makrozoobenthos nachweisen als auf der Ebene von Gewässerabschnitten. Die Autoren stellten darüber hinaus fest, dass die erkennbaren Muster auf der Mikrohabitatebene nicht mit den (schwächeren) Mustern auf größeren räumlichen Ebenen in Einklang zu bringen waren.

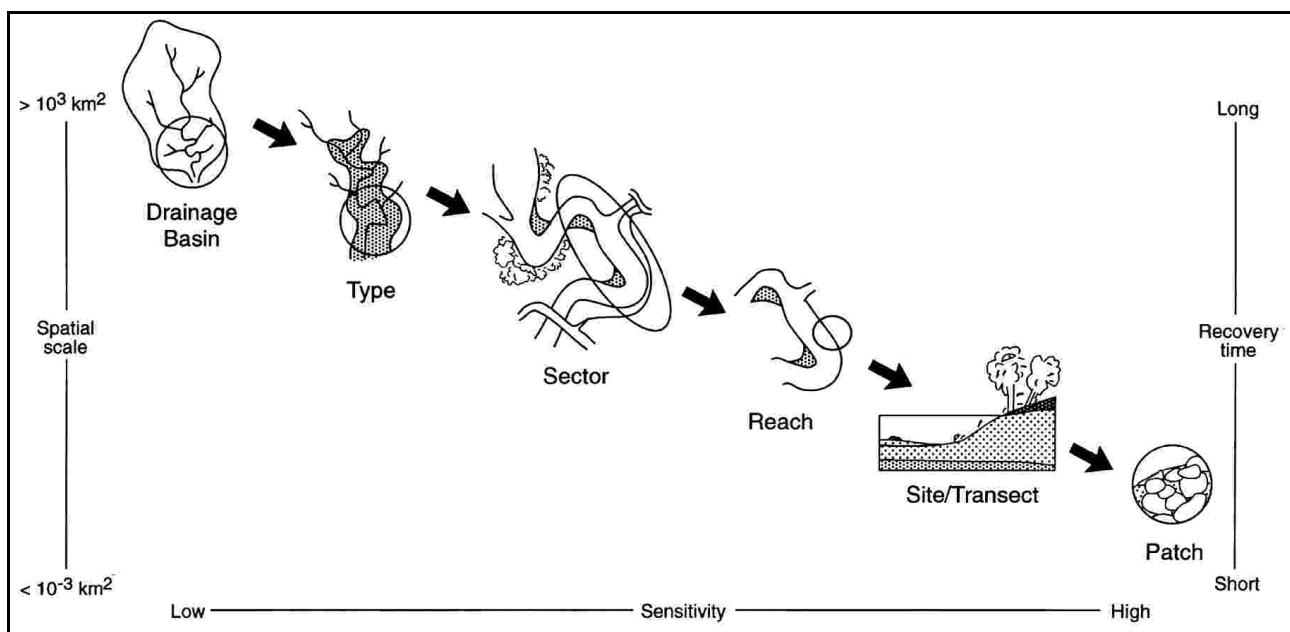


Abb. 04-01: Skalenabhängigkeit der Sensitivität der Bewertungsverfahren (MADDOCK 1999: 377)

Diese kontrovers geführte Debatte verdeutlicht, dass längst nicht hinreichend geklärt ist, welche Einflüsse die Struktur des Gewässers und seines Einzugsgebietes auf die Zusammensetzung und Güte der aquatischen Lebensgemeinschaften haben (HERING ET AL. 2008; SANTOUL ET AL. 2005). So liegen den oben genannten nachgewiesenen Zusammenhängen zwischen dem Sohlsubstrat und dem Makrozoobenthos in den allermeisten Fällen keine detaillierten Datensätze der Substratzusammensetzung zu Grunde, sondern nur Informationen über die großflächig dominanten Substrattypen oder experimentelle Expositionsversuche mit einem sehr engen räumlichen, zeitlichen und taxonomischen Fokus. Die starke Durchmischung verschiedener Korngrößen, die auch in den transport- und damit sortierungsorientierten Fließgewässern vorkommt und die kleinräumige Verzahnung verschiedener Substrattypen bleiben dabei unberücksichtigt.

Nach dem Bottom-Up-Prinzip erscheint es daher sinnvoll, die Verbindungen zwischen der aquatischen Fauna und den abiotischen Gewässerparametern zunächst beide Parameter-

komplexe auf der gleichen Betrachtungsebene zu analysieren und erst in daran anschließenden Schritten größere Raumeinheiten (Gewässerabschnitte, Einzugsgebiete, Naturräume) miteinzubeziehen. Daher erfolgt in dieser Arbeit eine strenge Fokussierung auf die lokale Ebene der Mikrohabitatstrukturen (KERN 1994: 68; NEHRING & ALBRECHT 2000), wobei der Begriff des Mikrohabitats im Rahmen dieser Arbeit als Synonym für den in der Limnologie gebräuchlicheren Terminus Choriotope (BOHLE 1995: 71ff.) verwendet wird. Mit dieser Fokussierung wird der Aufforderung von STRAYER ET AL. (2006) nachgekommen, die funktionalen Zusammenhänge zwischen dem Makrozoobenthos und den Gewässerbettstrukturen auf der räumlichen Ebene zu analysieren, die für die benthischen Lebensgemeinschaften die relevante ist.

Im Gegensatz zu den anderen aufgeführten Studien wurden somit im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsvorhabens hochaufgelöste Daten der Gewässerbettmorphologie auf der Mikrohabitatebene erfasst und dadurch eine solide Grundlage für eine habitatspezifische Bewertung der Untersuchungsgebiete im Sinne der EU-WRRL geschaffen.

Zusammenhänge zwischen den Habitatstrukturen und der aquatischen Fauna

In der theoretischen Gewässerkunde ist der Zusammenhang zwischen Habitaten (und damit den Sohlstrukturen) und der Biotik schon lange bekannt (z.B. Southwood 1977, Townsend & Hildrew 1994, zitiert in BARBOUR ET AL. 1999: 37; JOHNSON ET AL. 2004) und auch in der Praxis ist diese Erkenntnis bereits so weit verbreitet, dass der Begriff „Habitat“ häufig schon als Surrogat für die Flora und Fauna verwendet und in der Fließgewässerrevitalisierung teilweise dazu übergegangen wird Habitate und nicht Biozönosen oder Leitarten für die Erarbeitung von Entwicklungszielen zu verwenden. RABENI ET AL. (2002: 782) bezeichnen diesen Ansatz als „Build it and they will come“ Schule (sinngemäß: Schafft man eine entsprechende Habitatausstattung, werden sich die gewünschten Arten schon von selbst ansiedeln). Diese Surrogatisierung erfolgt jedoch ohne hinreichende Evaluation der Zusammenhänge zwischen der strukturellen Ausgestaltung (in Gestalt der Mikrohabitate) und der Besiedlung durch das Makrozoobenthos (PALMER ET AL. 2010). Eine solche Evaluierung kann häufig schon deshalb nicht geleistet werden, weil kaum geeignete Verfahren existieren, mit denen sich die Habitatvielfalt ermitteln ließe. Die in Nordamerika weit verbreitete Rosgen-Klassifikation beispielsweise bewertet Fließgewässer auf der Ebene ganzer Einzugsgebiete (MADDOCK 1999: 379) und ist daher völlig ungeeignet, die Auswirkungen kleinräumiger Renaturierungsmaßnahmen zu erfassen. Das gleiche gilt für das River Habitat Survey Verfahren der Umweltschutzbehörden Großbritanniens nach Fox et al. (1996, zitiert in MADDOCK 1999: 380) und Raven et al. (1998, zitiert in BARBOUR ET AL. 1999), das Reconnaissance level survey Verfahren nach Thorne & Easton (1996, zitiert in MADDOCK 1999: 380) und das Habitat mapping (Maddock & Bird 1996, zitiert in MADDOCK 1999: 380). Die meisten verfügbaren Methoden sind aufgrund der großen betrachteten Raumeinheiten rein deskriptiv (BARBOUR ET AL. 1999: 69) und basieren nicht nur größtenteils auf der Abschätzung vieler gewässerbettbezogener Parameter (z.B. dem Totholzanteil), sondern verwenden auch einen derart weit gefassten Habitatbegriff, dass die von BARBOUR ET AL. (1999) und MADDOCK (1999) genannten Methoden am ehesten mit der deutschen Gewässerstrukturgütekartierung vergleichbar sind. Für eine hochaufgelöste Erfassung der Sohlstrukturen, die eigentlich die Grundlage jeder auf der aquatischen Fauna oder Flora basierenden ökologischen Fließgewässerbewertung sein sollte, sind diese Methoden nicht sensitiv genug.

Die großen Wissensdefizite im Bereich der Zusammenhänge zwischen den Gewässerbettstrukturen und der Besiedlung durch Tier- und Pflanzenarten zeigen sich auch darin, dass die in den Überblicksverfahren zur Bewertung der Gewässermorphologie erfassten Struk-

turen von Methode zu Methode hinsichtlich ihres Wertes gänzlich unterschiedlich eingestuft werden können. So werden freiliegende Kies- und Sandbänke beispielsweise im amerikanischen Rapid Bioassessment Protocol (BARBOUR ET AL. 1999: 85) als negativ bewertet. Begründet wird dies damit, dass Sediementablagerungen Symptome eines instabilen Systems und einer ständig veränderlichen Umwelt sind, die dazu führen, dass das Gewässer für viele Organismen als Lebensraum weniger attraktiv wird. Auch Uferabbrüche und vegetationsfreie Uferabschnitte werden negativ bewertet (BARBOUR ET AL. 1999: 94 ff.). Die in Europa gängigen Verfahren hingegen werten vegetationsfreie Kies- und Sandbänke als besonders wertvolle Habitate für zahlreiche Arten des Makrozoobenthos, aber auch für an das Wasser gebundene terrestrische Arten (z.B. Vögel), was eher dem aktuellen Stand der Forschung entspricht und den Einfluss neuerer Erkenntnisse der Störökologie widerspiegelt (CARDINALE ET AL. 2006; EFFENBERGER 2009; EFFENBERGER ET AL. 2006; GJERLØV ET AL. 2003; MEIDL & SCHÖNBORN 2005; SAILER 2005; SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2010; TILLMANN 2004). Gewässerökosysteme sind von Natur aus keine stabilen und unveränderlichen Einheiten, sondern ständig im Fluss und permanenten Veränderungen unterworfen. Erst diese Charakteristik ermöglicht vielen Arten eine Existenz in diesem System.

Multimetrische Bewertung

Neben der habitatbezogenen Analyse und damit der Berücksichtigung der strukturellen Komplexität der Fließgewässer müssen die neuen Methoden der ökologischen Fließgewässerbewertung auch der funktionalen Komplexität der Gewässerökosysteme Rechnung tragen. Dies wird durch multimetrische Bewertungsansätze gewährleistet. Statt, so wie noch vor 20 Jahren üblich, nur einen einzigen Parameter (z.B. die Saprobie) für die Bewertung zu verwenden, integrieren multimetrische Verfahren mehrere Parameter (= Metrics) zu einer robusten und aussagekräftigeren Gesamtbewertung. Frühzeitig wurde dieser Ansatz der Fließgewässerbewertung von KARR & CHU (1999) formuliert und floss einige Jahre später auch in die Entwicklung der PERLODES-Methode in Form des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ ein (BÖHMER ET AL. 2004: 418).

Parameter, die für eine multimetrische Bewertung in Frage kommen sind (nach BARBOUR ET AL. 1999: 140 ff.):

- Taxa Richness (Anzahl und Diversität der Taxa) – je mehr Taxa vertreten sind, desto stabiler ist die benthische Lebensgemeinschaft. Um die Aussagen zu akzentuieren, kann sich der Metric auch auf Teile der Gesamtaxa beziehen (z.B. Anzahl und Art der Köcherfliegen);
- Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft – zum Beispiel Schlüsselarten, seltene Arten, Neozoen oder untypische Arten. Ein gesundes Ökosystem wird vergleichsweise konstante Anteile der verschiedenen Taxa aufweisen. Dominiert ein Taxon sehr deutlich, ist dies ein Anzeichen für die Degradation im Gewässer. Enthaltene Metrics sind beispielsweise der Anteil an EPT-Arten oder der Anteil an Eintagsfliegentaxa;
- Toleranzmetrics – beispielsweise der Anteil an sensiblen Arten, der Anteil an verschmutzungstoleranten Arten oder die Dominanz der häufigsten Art;
- Ernährungstypen/Trophiedynamik – beispielsweise der Anteil der Filtrierer oder Weidgänger;
- Verhaltensmetrics – beispielsweise die Anzahl und der Anteil der Insektenarten, die als adulte Tiere an Wasserflächen gebunden sind, Anteil der Taxa, die mehrere Entwicklungszyklen pro Jahr durchlaufen im Gegensatz zu jenen, deren Entwicklungszyklus ein Jahr oder länger dauert.

Neben der multimetrischen Bewertung, die schwerpunktmäßig in Nordamerika zur Anwendung kommt, weisen BARBOUR ET AL. (1999: 182) auch multivariate Ansätze wie das RIV-PACS-Verfahren aus Großbritannien aus. Der Hauptunterschied zwischen beiden Ansätzen ist, dass die multimetrischen Verfahren bereits vor der Datenerhebung auf Basis von Fachwissen und Erfahrung Klassen bilden, während in multivariaten Verfahren die Klassen auf Basis der erhobenen Daten definiert werden. Das PERLODES-Verfahren ist demnach eine Mischung aus multimetrischen und multivariaten Verfahren, da erst durch eine große Datenbasis eine Typunterscheidung und die Bildung von Bewertungsklassen erfolgte, andererseits jedoch bereits vor der Datenerhebung basierend auf Fachwissen eine große Anzahl von Metrics für die Bewertung herangezogen wurden.

5. Fließgewässerrenaturierung

Sofern durch die Bewertung eines Fließgewässers Defizite in der Gewässergüte festgestellt wurden, können diese im Rahmen der rechtlichen, planerischen und finanziellen Mittel beseitigt werden. Im Falle eines defizitären chemisch-physikalischen Gewässerzustandes können strengere Auflagen bei der Abwassereinleitung (und somit die stärkere Klärung des Wassers) oder Maßnahmen zur Verringerung der diffusen Stoffeinträge aus der Landwirtschaft (Umstellung der Bewirtschaftungsmethode, Anlage von Pufferzonen, bedarfsgerechtes Düngen) geeignet sein. Im Falle der heute bedeutenderen morphologischen Defizite ist die Renaturierung des betreffenden Gewässerabschnitts das Mittel der Wahl.

Der Begriff „Renaturierung“ ist streng genommen nicht korrekt, da es heute nicht mehr möglich ist, die zahlreichen anthropogenen Eingriffe in die Gewässerökosysteme und die zugehörigen Einzugsgebiete vollständig rückgängig zu machen. Die Leitbilder der Gewässerentwicklung orientieren sich heute eher an einem Zustand, den die Fließgewässer Mitte des 19. Jahrhunderts aufwiesen, daher wäre der Begriff der „Rekultivierung“ der eigentlich korrekte (DICKHAUT 2005: 52). Da sich der Terminus der Renaturierung jedoch allgemein durchgesetzt hat, soll er auch in dieser Arbeit verwendet werden.

Grundlage jeder Renaturierungsmaßnahme sind Leitbilder und konkrete Entwicklungsziele, die durch die Umsetzung der Maßnahme erreicht werden sollen. Die Ziele der morphologischen Neugestaltung der Fließgewässer haben sich dabei im Laufe der Geschichte stark gewandelt.

5.1 Leitbilder und Entwicklungsziele

Grundsätzlich muss im Zusammenhang mit Renaturierungen zwischen Leitbildern und Entwicklungszielen unterschieden werden.

Das Leitbild stellt nach SCHWEDER ET AL. (2003) den potenziell natürlichen Referenzzustand und damit die Bewertungsgrundlage für Fließgewässer dar.

Unter einem Entwicklungsziel hingegen wird der Soll-Zustand des Fließgewässers verstanden, welcher möglichst naturnah sein soll, jedoch unter den gegebenen Umständen unabänderliche sozioökonomische Restriktionen und Randbedingungen (z.B. Wasserkraftnutzung, Bundeswasserstraßen etc.) berücksichtigt. DICKHAUT (2005: 54) definiert den Unterschied zwischen beiden Begriffen ganz ähnlich. Demnach ist ein Leitbild ein aus fachlicher Sicht maximal mögliches Sanierungsziel ohne sozioökonomische Beschränkungen. Das Entwicklungsziel hingegen stellt eine Konkretisierung des Leitbilds dar, welches den unter gegebenen sozioökonomischen Bedingungen maximal möglichen Gewässerzustand definiert. Die Typbeschreibungen der offiziellen Fließgewässertypologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER, 2004) können demnach, abgesehen von den Diskussionen darüber, inwiefern Auenlehme und sandgeprägte Tieflandsgewässer als potenziell natürlich gelten können oder nicht, als Leitbilder für die deutschen Fließgewässer angesehen werden.

Diese Leitbilder müssen dann im Zuge der Maßnahmenplanung durch Berücksichtigung der gegebenen Randbedingungen in Entwicklungsziele überführt werden, aus denen sich konkrete Einzelmaßnahmen ableiten lassen.

5.2 Historische Entwicklung

Im England des 18. Jahrhunderts wurden gewundene Gewässerläufe als ästhetisches Idealbild der Bäche und Flüsse angesehen und es wurden sogar zahlreiche Kanäle in dieser Bauart angelegt. Dieses emotional geprägte Ideal findet sich auch in den Texten Hogarth' Mitte des 18. Jahrhunderts, in denen er beschreibt, dass sich das Auge an gewundenen Wegen und sich schlängelnden Flüssen in besonderem Maße erfreue (KONDOLF 2006: 10 ff.).

Bis zum Ende des 20. Jahrhunderts blieb die Bevorzugung der Stabilität des Gewässerbettes bei Entscheidungsträgern weit verbreitet und auch der ästhetische Wert mäandrierender Fließgewässer ist selbst heute noch vielfach ein wichtiges Kriterium bei der Planung von Renaturierungsmaßnahmen, obwohl die Forschung belegt, dass Flussläufe, die ihr Bett dynamisch verändern und verlagern können, ökologisch am wertvollsten sind und längst nicht alle Flüsse und Bäche von Natur aus mäandrieren. In den Vereinigten Staaten von Amerika wird heute immer noch nach der Rosgen-Klassifikation renaturiert, welche die exakten Abmessungen der künstlich anzulegenden Mäander, die Befestigung der Ufer mit großen Blöcken und Baumstümpfen sowie die gezielte Platzierung von Blöcken im Gewässerbett in bestimmten Anordnungen (z.B. U-förmig) vorschreibt. Die Verwendung größerer Gesteinsblöcke ist dabei unabhängig von der natürlichen Substratzusammensetzung des Gewässerbettes. Selbst das U.S. National Research Council empfahl 1992 die Anwendung dieses Renaturierungsansatzes uneingeschränkt (KONDOLF 2006: 2). Gründe für die nach wie vor hohe Attraktivität des Systems in Nordamerika sieht KONDOLF (2006: 3) vor allem in seiner Einfachheit, die es Entscheidungsträgern ohne konkrete gewässermorphologische Erfahrungen bereits nach einer Kurzeinweisung ermöglicht, komplexe Entscheidungen über die zukünftige Entwicklung eines Gewässers zu treffen.

Dabei ist die Renaturierung nach ästhetischen Gesichtspunkten ausgesprochen kostenintensiv. Die so geschaffenen Gewässerlandschaften müssen, sollen sie möglichst lange in dieser Form erhalten bleiben, stabilisiert werden, was nicht nur höhere Investitionskosten sondern auch einen verstärkten Unterhaltungsaufwand nach sich zieht. Darüber hinaus führen solche Renaturierungen häufig nicht zu den gewünschten Verbesserungen der Gewässergüte (KERN, 1995).

Neben rein ästhetischen Ansätzen begünstigen auch ausschließlich technisch begründete Renaturierungsmaßnahmen die künstliche Statik der Fließgewässersysteme. Termini wie „Lebendverbau“ oder „grüne Verrohrung“ zeugen von dieser Form der ingenieurbaulichen Gewässerrenaturierung, die dem hochdynamischen Charakter der Fließgewässer entgegensteht (DIEHL, 2004b: 205). In Einzelfällen kann eine solche Maßnahme durchaus begründet sein, vor allem dort, wo in der Aue kein ausreichender Entwicklungsraum für das Gewässer zur Verfügung steht (z.B. durch benachbarte Verkehrs- oder Siedlungsflächen), doch im Allgemeinen entsprechen diese Ansätze nicht mehr dem aktuellen Kenntnisstand.

5.3 Renaturierungsansätze der Gegenwart

Von diesen ästhetischen und technischen Ansätzen der Gewässerrenaturierung ist man heute größtenteils abgekommen, auch wenn die traditionellen Vorstellungen vereinzelt noch zum Tragen kommen (vgl. LÜDERITZ 2004: 108). So führen BERNHARDT ET AL. (2005: 1)

als Ziel der Fließgewässerrenaturierung in den Vereinigten Staaten von Amerika nach wie vor auch die Stabilisierung von Gewässerstrukturen sowie die Verbesserung des ästhetischen Erscheinungsbildes und des Erholungspotenzials an (BERNHARDT ET AL. 2005: 636). KONDOLF (2006) kritisiert die immer noch häufige Praxis, nach der Flüsse durch Renaturierungsmaßnahmen nach der Rosgen-Klassifikation einen mäandrierenden Lauf erhalten, auch wenn dies gar nicht dem natürlichen Charakter des Gewässers entspricht (z.B. bei PURCELL ET AL. 2002) und die Ergebnisse solcher Maßnahmen bestenfalls als durchwachsen bezeichnet werden können.

HILLENBRAND & LIEBERT (2001: 32) hingegen benennen in ihrer Analyse hessischer Renaturierungsmaßnahmen sieben Maßnahmenarten und zeigen so das breite Spektrum auf, das heute zur Verfügung steht:

- Gewässerbettmodellierung (morphologische Umgestaltung);
- Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen;
- Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung;
- Gewässerbettaufweitung (Ausbildung einer Sekundäraue);
- Lineare Sohlenanhebung;
- Herstellen der linearen Gewässerdurchgängigkeit;
- Verbesserung der Ufer- und Sohlenstrukturen.

Die modernen Ansätze der Fließgewässerrenaturierung zielen also vielmehr auf die Schaffung von Gewässerbettstrukturen und Habitaten als fundamentale Grundvoraussetzung für die Ausbildung hochdiverser und stabiler Lebensgemeinschaften (RANKIN 1995, zitiert in BARBOUR ET AL. 1999) ab. Dieser eher funktionelle Ansatz der Renaturierung muss dabei (1.) an den potenziell natürlichen Charakter des Gewässers angepasst sein (leitbildbezogene Renaturierung), (2.) dem dynamischen Wesen der Fließgewässer Rechnung tragen (LEIBUNDGUT & HILDEBRAND 1999) und sollte darüber hinaus (3.) möglichst kosteneffizient sein.

Diese drei Prämissen werden von dem Ansatz der „eigendynamischen Gewässerentwicklung“ in herausragender Weise erfüllt, weshalb er sich stetig wachsender Beliebtheit erfreut (SCHWEDER ET AL. 2003, DIEHL 2004b). Kerngedanke dieses Ansatzes ist es, dem Gewässer möglichst viel Raum zur eigenständigen Schaffung hochwertiger Strukturen zu geben und so auf natürliche Weise ein dem Leitbild entsprechendes Ökosystem zu erhalten. Die damit verbundenen Maßnahmen beschränken sich demnach größtenteils auf den Flächenerwerb (Uferstreifen/Aue) und die „Entfesselung“ des Gewässers durch den Rückbau von Ufer- und Sohlbefestigungen. Ergänzende Maßnahmen sollen den Impetus für eine eigendynamische Entwicklung geben. Hierzu zählen beispielsweise die Sohlanhebung zur Beförderung der Seitenerosion, die rudimentäre Schaffung von Seitengerinnen bei stark eingetieften Gewässern oder die Lenkung des Stromstrichs durch das Einbringen und Befestigen von Totholzstrukturen (zur Bedeutung von Totholz als besiedelbares Hartsubstrat und Nahrungsgrundlage siehe z.B. DIEHL 2004a; FELD & PUSCH 1999; GREGORY ET AL. (HRSG.) 2003; KAIL 2004; KAIL & GERHARD 2002; STEEL ET AL. 2003, WWW.TOTHOLZ.DE). Die Schaffung vorgeformter Mäander oder ganzer Flussläufe ist hingegen ebenso wenig Teil dieses Ansatzes wie die Pflanzung standorttypischer Gehölze oder die Böschungsansaat (DICKHAUT 2005: 18). So können auch die zum Teil kosten- und zeitintensiven Unterhaltungsmaßnahmen (Baumpflege, Böschungsmahd, Befestigung der geschaffenen Struktu-

ren) eingespart werden. Der Klassifikation von HILLENBRAND & LIEBERT (2001: 32ff.) zu Folge sind eigendynamische Entwicklungsmaßnahmen ausschließlich auf den Grunderwerb von Gewässerrandstreifen und eine modifizierte Gewässerunterhaltung beschränkt. Die partielle Entfernung der Uferbefestigung oder das Einbringen von Totholz zählt demnach bereits zu den Maßnahmen der dynamischen Gewässerentwicklung. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff „eigendynamisch“ jedoch so verstanden, wie er von den verantwortlichen Behörden verwendet wird, und meint die Ertüchtigung eines anthropogen eingeschränkten Gewässers zur eigenständigen Umgestaltung seines Bettes und der Aue. Dies schließt bauliche Initialmaßnahmen im Sinne einer Entfesselung mit ein.

Die eigendynamische Entwicklung eines Fließgewässers ermöglichte eine spontane Besiedlung der Ufer- und Auenbereiche z.B. mit Erlen und Weiden. Die so entstehenden standortgerechten Ufersäume sind oft von höherer ökologischer Wertigkeit als kostenintensive Bepflanzungen (DICKHAUT 2005: 34). Zwar fehlen wissenschaftlich quantifizierbare Informationen über die Auswirkungen naturnaher Gehölzsäume auf die Gewässergüte, doch aus Beobachtungen lässt sich folgern, dass die Zunahme der Ufergehölze den Totholzanteil im Gewässer erhöht, den Eintrag von Schadstoffen aus angrenzenden Nutzflächen reduziert, die Habitatstrukturen durch Detritus und Wurzeln vielfältiger werden und durch eine verstärkte Beschattung das Makrophytenwachstum gehemmt und die Wassertemperatur reguliert wird (Abb. 05-01, DICKHAUT 2005: 36).

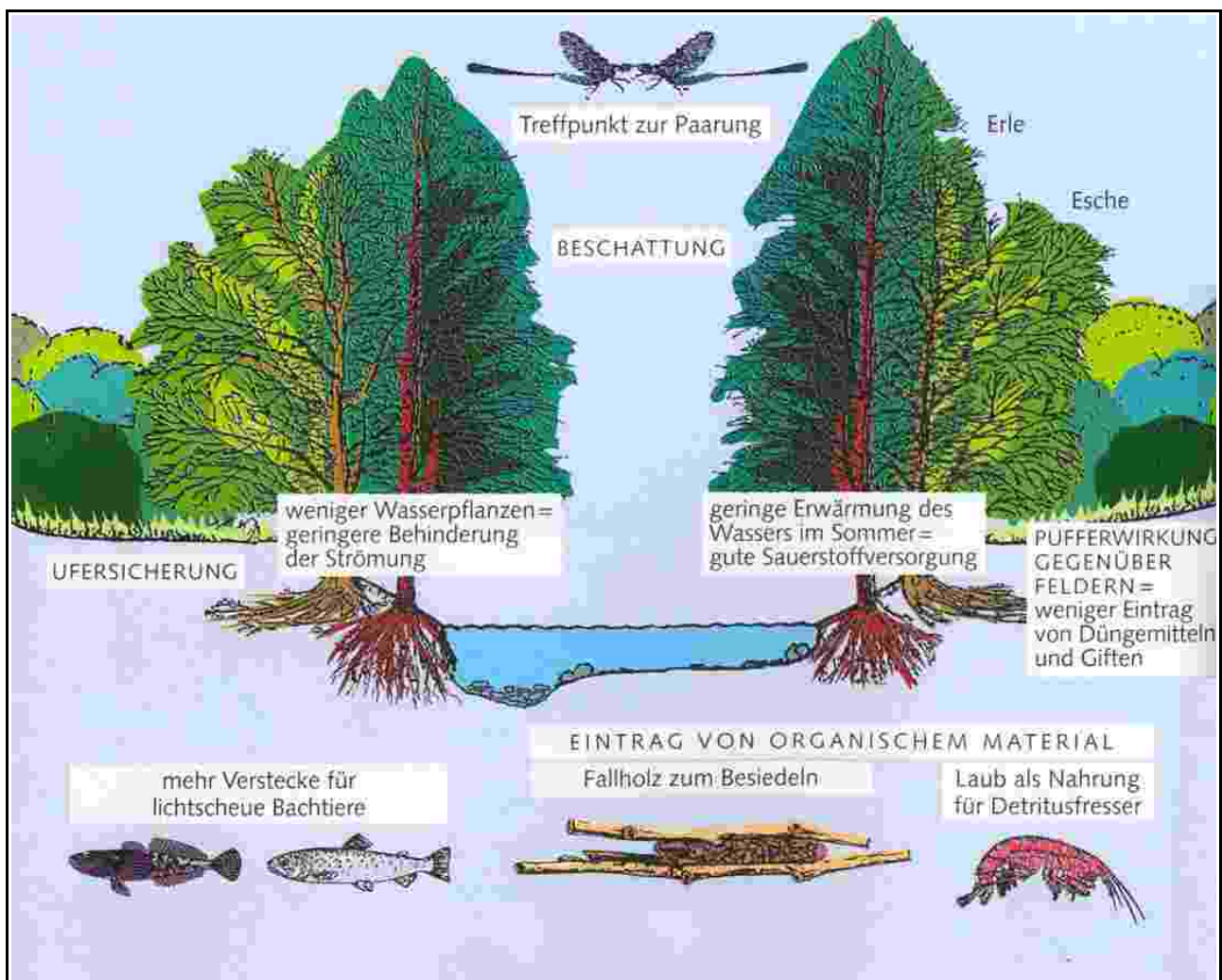


Abb. 05-01: Funktionen der Ufergehölze (Paulus 1999 in DICKHAUT 2005: 45)

Da durch die vergleichsweise kostengünstige Form der Renaturierung finanzielle Mittel eingespart werden können, ist die Aufwertung deutlich längerer Fließgewässerstrecken möglich. Das wirkt sich positiv auf den Zustand des Gesamtgewässers aus. SCHWEDER ET AL. (2003: 152f.) geben die spezifischen Kosten für diverse Maßnahmen wie folgt an: Ein Abtrag des Oberbodens schlägt mit etwa 5 €/m Gewässerstrecke zu Buche, während der Bodenaushaub doppelt so teuer ist. Diese Beträge sind jedoch im Vergleich zu technischen Ausbaumaßnahmen ausgesprochen gering. So kostet eine Sohlgleite etwa 600 €/m und der Lebendverbau (die Befestigung der Ufer durch Pflanzung von Erlen oder durch Einbringen einer Weidenspreitlage) 125 €/m. Für die Pflanzung von Ufergehölzen oder die Anlage einer Weichholzaue müssen 4 €/m² bzw. 3,5 €/m² veranschlagt werden. Noch nicht mit eingerechnet sind hierbei Folgekosten für eine intensive Pflege der Anpflanzungen in den ersten Jahren nach der Renaturierung und eine verstärkte Gewässerunterhaltung in technisch ausgebauten Gewässern. Bei 53 untersuchten Renaturierungsmaßnahmen beliefen sich die Gesamtkosten auf Werte zwischen 60 und 2000 €/m (SCHWEDER ET AL. 2003: 154). In Hessen umgesetzte (eigen-)dynamische Gewässerrenaturierungen waren hingegen mit durchweg weniger als 250 DM/m deutlich kostengünstiger (HILLENBRAND & LIEBERT 2001: 49).

Der wichtigste Faktor für den Erfolg eigendynamischer Renaturierungsmaßnahmen ist die Hydraulik des Gewässers. Wenn die Kräfte des fließenden Wassers groß genug sind, können innerhalb weniger Jahre deutliche Strukturverbesserungen bei geringem initialen Aufwand erzielt werden (z.B. Abb. 05-02, siehe auch MADSEN & TENT 2000). Ist jedoch die hydraulische Energie des Gewässers eher gering, wie dies bei Tieflandsbächen und -flüssen oder in stauregulierten Bereichen der Fall ist, so genügt eine reine Entfesselung, also der Rückbau des Ufer- und Sohlverbaus sowie eine Rückverlegung der Deichanlagen, meist nicht aus, um eine Strukturverbesserung zu erzielen (SCHWEDER ET AL. 2003). Ein weiterer bedeutender Faktor für den Renaturierungserfolg ist die Flächenverfügbarkeit. Nur wenn dem Fließgewässer genügend Raum für die eigendynamische Laufentwicklung oder sogar Laufverlegung eingeräumt werden kann, können sich leitbildtypische Strukturen entwickeln. Dies ist besonders in Siedlungslagen aber auch in der Nähe von Verkehrswegen problematisch und schränkt die eigendynamischen Entwicklungsmöglichkeiten der Fließgewässer ein.

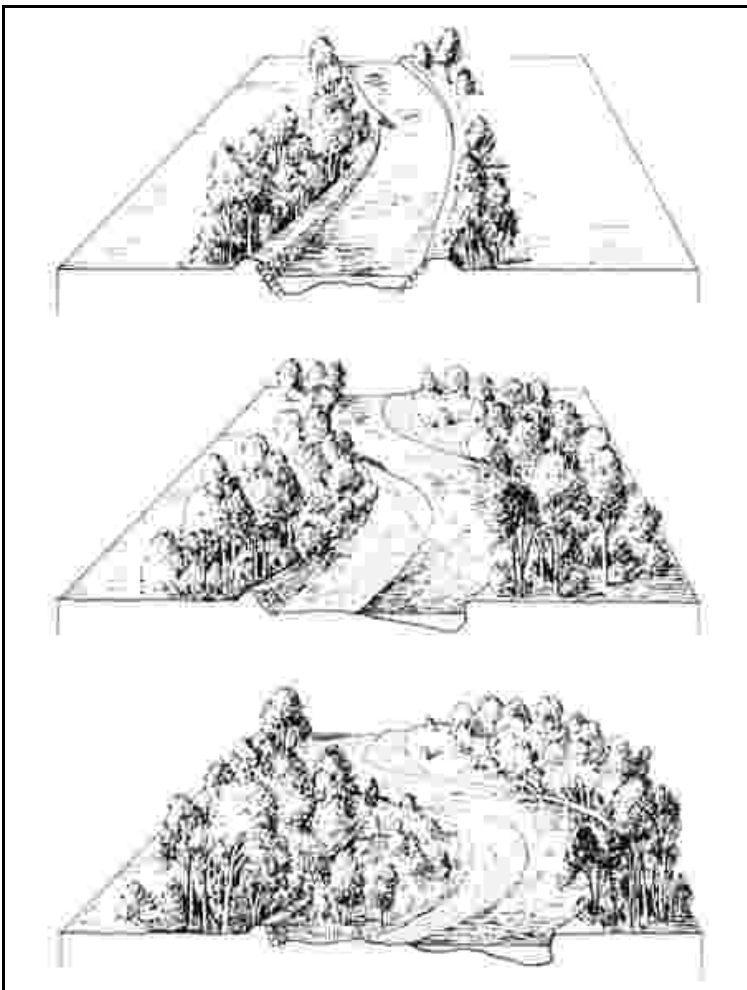


Abb. 05-02: Ablauf der eigendynamischen Fließgewässerrenaturierung nach Einbringung einer Buhne im Gleituferbereich (JÜRGING & PATT. 2004)

Eine Möglichkeit, die ökologische Wertigkeit eines Gewässers trotz zahlreicher Restriktionen (z.B. in dicht besiedelten Einzugsgebieten) zu verbessern, ist die Anwendung des Strahlkonzeptes (KONOLD 2008, LORENZ 2008, PODRAZA 2008, REICH 2008). Dies geht davon aus, dass positive Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften aber auch abiotischer Faktoren in einem Gewässerabschnitt Auswirkungen auf benachbarte, nicht renaturierte Gewässerabschnitte haben – die positiven Effekte also gewissermaßen ausstrahlen. Diese Verbesserungen sind jedoch nicht immer von dauerhafter Natur. So können strukturell stark defizitäre Gewässerabschnitte nicht dauerhaft von anspruchsvollen Arten des Makrozoobenthos' besiedelt werden. Die Arten werden vielmehr durch aktive oder passive Migration in diese Abschnitte verlagert und führen dort zu einer temporären Aufwertung. Sofern der Abstand zwischen den einzelnen strukturreichen Abschnitten nicht zu groß ist, können diese jedoch in Form von „Trittsteinen“ ein Verbundsystem bilden, welches das gesamte Gewässer nachhaltig verbessert (KONOLD 2008).

Die Reichweite der Strahlwirkung ist dabei von der betrachteten Qualitätskomponente ebenso abhängig wie von den autökologischen Charakteristika der einzelnen Taxa. So ist die Strahlwirkung von Fischen größer als die des Makrozoobenthos', mobile Taxa strahlen weiter aus als weniger mobile Taxa und je anspruchsvoller ein Taxon, desto unwahrscheinlicher ist es, dass dieses Taxon Teil einer Strahlwirkung ist (SCHÜTZ ET AL. 2008: 31).

Das Strahlkonzept hat den Vorteil, dass bei gut durchdachter Planung keine vollständige

Renaturierung von Fließgewässern notwendig ist, sondern einzelne Maßnahmen wie Perlen auf einer Schnur aneinander gereiht werden können, was weniger finanzielle Mittel bindet und somit die Renaturierung längerer Gewässerstrecken ermöglicht. Somit entspricht das Strahlkonzept mit seiner Konzentration auf besonders geeignete, sensitive Gewässerabschnitte dem Anspruch der Kosteneffizienz und ist daher einer Gewässerentwicklung nach dem Gießkannenprinzip überlegen (CONACHER 2002: 185).

Das Konzept der Strahlwirkung wurde jedoch noch nicht ausreichend überprüft und einige Autoren stellen das Konzept auch in Frage (KAIL & HALLE 2009; TREMP 2009).

Durch die Lage der Untersuchungsgebiete konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine mögliche Strahlwirkung der renaturierten Gewässerabschnitte nicht untersucht werden. Es ist jedoch möglich, dass die umgesetzten Maßnahmen auf unterhalb gelegene Abschnitte positive Auswirkungen für den ökologischen Zustand haben könnten.

6. Rechtliche Rahmenbedingungen

Fließgewässer sind einem massiven Nutzungsdruck ausgesetzt und müssen eine Vielzahl von Funktionen erfüllen. Den ökologischen Funktionen kommt dabei in der Regel nur eine geringe Bedeutung bei, da sie keinen direkt und kurzfristig ökonomisch verwertbaren Nutzen mit sich bringen. Dementsprechend schwierig ist es, die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer gegen den Druck anthropogener Nutzungen zu erhalten oder wiederherzustellen. Um dies dennoch bewerkstelligen zu können, bedarf es rechtlich verbindlicher Regeln, welche die Entwicklung der Fließgewässer ermöglichen und teilweise auch einfordern.

Von grundlegender Bedeutung hierfür ist die Einsicht, dass nur intakte Ökosysteme eine dauerhaft nachhaltige Entwicklung der menschlichen Gesellschaft ermöglichen. Gerade der Begriff der „Nachhaltigkeit“, der durch die UN Kommission für Umwelt und Entwicklung im Brundtland-Report (1987) und durch die Konferenz für Umwelt und Entwicklung der UN in Rio de Janeiro (1992) geprägt wurde, kann als Grundstein aller nachfolgenden Entwicklungen angesehen werden (CLAUSSEN ET AL. 2000).

Auch in Kapitel 18 der AGENDA 21 wird die Quantität und Qualität der Ressource Süßwasser thematisiert. Darin werden die Notwendigkeit einer gesicherten Wasserversorgung für die Weltbevölkerung und der Erhalt der hydrologischen, biologischen und chemischen Funktionen der Gewässerökosysteme als Kernpunkte genannt. Andere Nutzungen als die Trinkwasserversorgung sind demnach nachrangig und müssen sich innerhalb der natürlichen Grenzen der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme bewegen (CLAUSSEN ET AL. 2000).

Den internationalen Konventionen und Leitbildern ist gemein, dass sie rechtlich unverbindlich und sehr allgemein gehalten sind. Für konkrete Maßnahmen der Gewässerentwicklung bieten sie keine Handhabe, sondern müssen erst in verbindliche Normen überführt werden.

6.1 Europäische Ebene

Der europäischen Ebene kommt ein immer größeres Gewicht in der legislativen Ausgestaltung der Gemeinschaft bei, so dass gerade im Bereich der Fließgewässerrenaturierung auch auf lokaler Ebene Auswirkungen der europäischen Rahmengesetzgebung spürbar werden.

Die Notwendigkeit einer international koordinierten Wasserwirtschaft ergibt sich aus dem grenzüberschreitenden Charakter vieler größerer Fließgewässer und ihrer Einzugsgebiete. Um eine funktionierende Bewirtschaftung solcher Gewässer gewährleisten zu können, müssen die rechtlichen Rahmenbedingungen grenzüberschreitend angeglichen werden. Dies wurde von Fachleuten bereits in den 1970er Jahren erkannt (mdl. Mitteilung von G. FRIEDRICH während der KoBio-Abschlusstagung vom 27. bis zum 29.04.2005; FRIEDRICH, G. 2005). 1994 entwarf die Europäische Kommission eine Richtlinie über die ökologische Qualität von Gewässern, die 1996 als Grundsatz der Europäischen Wasserpolitik und einer geplanten Richtlinie über die Wasserressourcen vorgestellt wurde (LAWA (HRSg.) 1997). Dieser Entwurf wurde mehrfach erweitert (z.B. durch BORCHARDT 1998), so dass Ende der 1990er Jahre neben dem Vorsorge- und Verursacherprinzip auch die Bewirt-

schaftung nach Flusseinzugsgebieten und die Bekämpfung prioritärer Stoffe darin aufgenommen worden waren. Am 22.12.2000 trat schließlich die „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (EU-Wasserrahmenrichtlinie, EU-WRRL) als vorläufiger Endpunkt dieser Entwicklung in Kraft. Ziel dieser Richtlinie ist es, alle europäischen Oberflächengewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10km² so zu entwickeln, dass sie bis 2015 einen „guten ökologischen und chemischen Zustand“ erreichen (EUROPÄISCHE UNION (HRSG.) 2000). Dadurch soll eine ausreichende Qualität und Quantität der verfügbaren Wasserressourcen und deren nachhaltige Nutzung sichergestellt werden (FEGER 2004; HASCH & JESSEL 2004).

Die Schlüsselemente der EU-WRRL sind nach BLÖCH (2005):

- der Schutz aller Wasserkörper (sowohl der Oberflächengewässer als auch des Grundwassers) inklusive der Landökosysteme, die direkt vom Wasser abhängig sind (Verschlechterungsverbot);
- Berücksichtigung zahlreicher Einflussfaktoren auf die Gewässer. Dies beinhaltet auch ökonomische Aspekte und führt das Kostendeckungsprinzip in die Gewässerbewertung ein (HANSJÜRGENS 2004). Dies soll zu einer nachhaltigeren Wassernutzung führen;
- Ermittlung der Gewässergüte anhand biologischer, chemisch-physikalischer und morphologischer Parameter. Dabei stehen erstere im Mittelpunkt der ökologischen Gewässerbewertung (KÖHLER & VEIT 2003);
- Europaweite Standardisierung der Erfassungs- und Bewertungsmethoden der Gewässergüte (Interkalibrierung);
- Bewirtschaftung und Management der Gewässer auf Einzugsgebietsebene und nicht auf Basis der administrativen Einheiten – dieser Ansatz wird inzwischen auch außerhalb Europas angewendet (CONACHER 2002: 191f.) und ist vor allem bei der Koordination von Maßnahmen in grenzüberschreitenden Gewässern von großer Bedeutung;
- Gezielte Verbesserung des ökologischen und chemischen Zustandes der europäischen Oberflächengewässer durch die Umsetzung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme (INTERWIES ET AL. 2004);
- Etablierung eines umfassenden Monitoring-Programms zur Überprüfung der erzielten Fortschritte (FRIEDRICH, H. 2005; VOGT & GUHL 2005: 11);
- eine obligatorische Öffentlichkeitsbeteiligung an den Prozessen der Gewässerentwicklung.

Um die gesteckten Ziele bis 2015 erreichen zu können, folgt die EU-WRRL einem knappen Zeitplan (JONES 2001:8; BLÖCH 2005):

- bis Ende 2003 – Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht, Ausweisung der Wasserkörper;
- bis Ende 2004 – Bestandsaufnahme (ökologische und ökonomische Analyse), Interkalibrierung;
- bis Ende 2006 – Einrichtung der Monitoring-Programme, Beginn der Öffentlichkeits-

beteiligung;

- bis Ende 2008 – Entwurf der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete;
- bis Ende 2009 – Endgültige Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete;
- bis Ende 2015 – Umsetzung der geplanten Maßnahmen, Bewertung des Maßnahmenenerfolgs und gegebenenfalls Anpassung der Bewirtschaftungspläne.

Allerdings wird dieser Zeitplan durch zahlreiche Ausnahmeregelungen außer Kraft gesetzt, so dass die Zielerreichung im Jahr 2015 keineswegs flächendeckend gewährleistet ist. Auch das Kernziel selbst, die Erreichung des guten Zustands, ist nicht unverrückbar. In Gewässern, in denen anthropogene Nutzungen einen klaren Vorrang vor ökologischen Belangen haben (z.B. bei Bundeswasserstraßen), ist nicht der ökologische Zustand, sondern lediglich das schwächere ökologische Potenzial das Entwicklungsziel der EU-WRRL (PODRAZA ET AL. 2005). Diese „heavily modified water bodies“ (HMWB) sollten als Ausnahmetatbestände nur selten ausgewiesen werden. Da jedoch die Entscheidung darüber jedoch individuell auf regionaler Ebene getroffen wird (siehe z.B. BUND HESSEN (HRSG.) 2004), wird sehr häufig von dieser Regelung Gebrauch gemacht. Dies spart Geld und nimmt Druck von den verantwortlichen Behörden, da für die Erreichung der schwächeren Ziele mehr Zeit zur Verfügung steht (bis maximal 2027). Anteile der HMWB an der Gesamtzahl der Wasserkörper von bis zu 96% (im Einzugsgebiet der Oker, SLAWSKI 2009) sind jedoch nicht dem Anliegen der Rahmenrichtlinie dienlich. Eine Verlängerung der Fristen und eine Abschwächung der Zielvorgaben kann darüber hinaus auch durch „unverhältnismäßig hohe Kosten“ erreicht werden, wobei die Kriterien zur Festlegung der Unverhältnismäßigkeit nicht vorgeschrieben sind (KLAUER ET AL. 2007). Engere Vorgaben zur Ausweisung von Ausnahmetatbeständen und strengere Prüfungen der Anträge durch die Europäische Kommission wären hier sicher angebracht gewesen.

Die internationale Koordination der verschiedenen Arbeitsschritte erfolgt auf Basis der „Common Implementation Strategy“ (CIS), welche einen „harmonischen und einheitlichen Umsetzungsprozess ermöglichen soll“ (JONES 2001: 15f; CIS WORKING GROUP ECOSTAT (HRSG.) 2003; INTERWIES ET AL. 2004:5).

Neben der EU-WRRL existieren auf europäischer Ebene noch zahlreiche weitere Instrumente, die Auswirkungen auf die Qualität der Oberflächengewässer haben können. So wird direkt in der EU-WRRL Bezug auf „die Badegewässerrichtlinie, die Nitratrichtlinie, die Richtlinie zur Behandlung kommunaler Abwässer, die (Fauna-Flora-)Habitatrichtlinie und die Vogelschutzrichtlinie“ genommen (BENDER 2004: 1). Außerhalb der Wasserrahmenrichtlinie greifen das EU-Agrarprogramm (CAP), die Strukturfonds zur Entwicklung von Zielgebieten 1. Ranges, das LEADER+ Programm, die LIFE-Programme sowie die NATURA2000-Richtlinie in die Struktur der Einzugsgebiete ein. Die EU-WRRL stellt damit ein „missing link“ zwischen den Emissions- und den Immissionsrichtlinien der Europäischen Union dar (PREUSSER 1998: 653) und könnte wertvolle Synergien entwickeln (z.B. durch die Schaffung von ökologischen Verbundsystemen im Rahmen der NATURA2000, vgl. LÜDERITZ 2004: 106). In der Praxis zeigt sich jedoch, dass vor allem die europäische Agrarpolitik nicht den Zielen der Wasserrahmenrichtlinie dient (EUROPEAN COMMISSION (HRSG.) 2003). Dabei ist die Zielerreichung in vielen Fällen nur durch eine Anpassung der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Praxis möglich. Dies könnte durch eine Änderung des landwirtschaftlichen Ordnungsrechtes (Düngeverordnung, nachhaltiges Pflanzenschutzrecht), einer Neuordnung der nationalen Agrarförderpolitik sowie durch sonstige synergetische Maßnahmen (z.B. durch Flächenumwandlung, den Verzicht auf Gründlandumbruch, die Einrichtung von Gewässerrandstreifen oder die Einbindung von Wasserschutzaspekten in

die landwirtschaftliche Ausbildung) (LAWA (HRSG.) 2002b).

Die fehlende Kooperation zwischen Gewässerschutz und Landwirtschaft ist jedoch nicht die einzige Kritik, die an der Wasserrahmenrichtlinie geübt wurde und wird. So basiert die erforderliche Gewässertypisierung (POTTGIESSER ET AL. 2004) auf abiotischen Parametern, vernachlässigt jedoch die für den Abfluss wichtigen Boden-Wasser-Interaktionen (FEGER 2004). Weiterhin betrachtet die Wasserrahmenrichtlinie Gewässer und ihre Einzugsgebiete als statische Systeme und bezieht die vielfältige Prozessdynamik nicht in die Bewertung oder die Leitbildfindung ein (KÖHLER & VEIT 2003). Bezüglich der Leitbilder merken KÖHLER & VEIT (2003) weiterhin an, dass Europa durch eine jahrhundertelange Tradition der anthropogenen Eingriffe in die Gewässerökosysteme gekennzeichnet ist, welche die Identifikation menschlich unbeeinflusster Referenzbedingungen nahezu unmöglich macht. Dies gilt insbesondere für die Rekonstruktion vorgeschichtlicher Fließgewässerbiozönosen. Im Zuge der AQEM-Methodenentwicklung (HERING ET AL. 2001) konnten hierfür nur sehr wenige deutsche Fließgewässer verwendet werden. Daher wurden für die Leitbildfindung Referenzgewässer in Osteuropa ausgewählt und während dieses Vorgehen für morphologische Leitbilder berechtigt sein dürfte, muss angezweifelt werden, ob aus der Artensammensetzung osteuropäischer Flüsse auf die historischen Taxalisten mitteleuropäischer Fließgewässer geschlossen werden kann. Für eine Darstellung der Kritik an der EU-WRRL im Hinblick auf die Standgewässer wird auf DENEKE & NIXDORF (HRSG.) (2002) verwiesen, die dies ausführlich erörtern.

Trotz dieser Kritik ist die EU-WRRL ein bedeutendes Instrument europäischer Gewässerschutzpolitik, welches zu einer deutlichen Verbesserung sowohl des Kenntnisstandes im Bereich der Fließgewässerökologie als auch der Qualität der Oberflächengewässer führen wird.

6.2 Nationale Ebene

Auf der Ebene des Bundes ist es vor allem das Wasserhaushaltsgesetz, welches die Entwicklung der Fließgewässer berücksichtigt. So schreibt der § 1 WHG vor, dass Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern sind und § 31 WHG beinhaltet die Aufforderung, nicht naturnah ausgebaute natürliche Gewässer so weit wie möglich wieder in einen naturnahen Zustand zurückzuführen (DEMBINSKI ET AL. 2005: 1).

Mit der Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes vom Juni 2002 und letztmalig vom Juli 2009 wurde die EU-Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht umgesetzt (DEMBINSKI ET AL. 2005: 1). Aufgrund der eingeschränkten Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes nach Artikel 75 GG konnte jedoch keine direkte Umsetzung der EU-WRRL auf nationaler Ebene erfolgen (BMU (HRSG.) 2007; KNOPP 2003; LAWA (HRSG.) 2003: 8). Die Vorgaben der EU wurden vielmehr an die 16 Bundesländer zur konkreten Umsetzung weitergegeben. Dadurch konnten die Bestrebungen, Fließgewässer zu renaturieren, nachhaltig gestärkt werden. DICKHAUT (2005: 112) zählt dabei die folgenden Aspekte auf:

- Schaffung von Flussgebietseinheiten und Bearbeitungsgebieten (grenzüberschreitendes Arbeiten);
- standardisierte flächendeckende Bestandsaufnahme;
- Entwicklung klar abgeleiteter Leitbilder und Entwicklungsziele;
- Erarbeitung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen;
- Obligatorische Öffentlichkeitsbeteiligung;
- Durchführung von Monitoringprogrammen;
- klare und ambitionierte Zeitvorgaben für die Zielerreichung.

6.3 Länderebene

Die nationalen Vorgaben des Wasserhaushaltsgesetzes in der Fassung vom Juni 2002 mussten bis Ende 2003 in die Landeswassergesetze eingearbeitet werden (DEMBINSKI ET AL. 2005: 1; JEKEL 2002). Die erforderlichen Anpassungen betreffen die folgenden drei Bereiche (LAWA (HRSG.) 2002a: 4):

- Umsetzung von Regelungsaufträgen aus der Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes – Koordinierung der Bewirtschaftung der Flussgebietseinheiten, Zuordnung der Einzugsgebiete zu den Flussgebietseinheiten, Aufstellung und Aktualisierung eines Bewirtschaftungsplans, Festlegung von Fristen;
- Neue wasserrechtliche Verfahrensvorschriften – Regelmäßige Überprüfung wasserrechtlicher Bewilligungen, Datenmanagement, Information und Anhörung der Öffentlichkeit bei der Erstellung des Bewirtschaftungsplans;
- Schaffung bzw. Neugestaltung der Grundlagen für den wasserrechtlichen Vollzug des Maßnahmenprogramms – Anpassung der Festlegungen der Gewässerunterhaltung, Anpassung der Anlagengenehmigungen, Ausweisung von Gewässerrandstreifen zur Begrenzung der Schadstoffeinführung aus diffusen Quellen.

Das am 06.05.2005 in Kraft getretene hessische Landeswassergesetz vom 26.04.2004 setzt diese Vorgaben um (HMULV (HRSG.) 2004a & 2004b). Es sieht zudem eine naturnahe Laufentwicklung und die Stärkung der Eigendynamik in § 8 vor und stellt damit bundesweit eine positive Ausnahme dar (DICKHAUT 2005: 19). Eine detaillierte Einschätzung der vorgenommenen Anpassungen gibt auch BORCHARDT (2005).

Das Bundesland Hessen ist für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Maßnahmen in den Bearbeitungsgebieten Mittelrhein (für das Mittelrheingebiet obliegt dem Bundesland auch die Koordination), Main, Oberrhein und Neckar (alle in der Flußgebietseinheit Rhein) sowie in den Bearbeitungsgebieten Fulda/Diemel (inklusive der Koordination) und Werra (als Teile der Flußgebietseinheit Weser) zuständig, wobei die einzelnen Bearbeitungsgebiete den verschiedenen Regierungspräsidien zugeordnet sind (HLUG (HRSG.) 2003a, 2003b). So wird das Lahneinzugsgebiet federführend vom Regierungspräsidium Gießen und in Abstimmung mit dem benachbarten Bundesland Rheinland-Pfalz bearbeitet (KROMBACH 2011).

Die landesweite Koordination der einwandfreien und fristgerechten Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und die Gesamtverantwortung wird dabei von den jeweiligen Umweltministerien übernommen (in Hessen also vom HMUENV, HMULV (HRSG.) 2004b: 3), während die Durchführung aller notwendigen Schritte von der Bestandsaufnahme (HLUG (HRSG.) 2004a, 2004b, 2004c) über die Bewirtschaftungspläne bis zum Monitoring von dem Ministerium, dem zugeordneten Landesamt (in Hessen dem HLUG) und den Regierungspräsidien gemeinschaftlich vollzogen wird (KROMBACH 2011). Das HLUG fungiert darüber hinaus auch als zentrale Datenstelle, die alle relevanten Informationen sammelt und aufbereitet. Die Regierungspräsidien werden bei der konkreten Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie von den staatlichen Umweltämtern unterstützt. Dies betrifft vor allem die Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne (HMULV (HRSG.) 2004b: 4).

Die Umsetzung der EU-WRRL blieb nicht ohne Kritik. Der BUND HESSEN (HRSG.) (2004) hat diese als Vertreter der naturschutzfachlich interessierten Öffentlichkeit zusammengestellt. Hauptkritikpunkte sind die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper sowie die zugrunde liegenden Einteilungskriterien, die unzureichende Differenzierung der Wasser-

körper sowie Vernachlässigung signifikanter anthropogener Belastungen (z.B. des Kanu-tourismus' im Mittellauf der Lahn).

6.4 Kommunale Ebene

Die Umsetzung der Ziele der EU-WRRL mit Mitteln der Renaturierung ist kein kleines Ziel, da die Gewässerentwicklung immer auch im Zusammenspiel mit der Landnutzung und konkurrierenden Wassernutzungsansprüchen gesehen werden muss. Eine Umsetzung von Maßnahmen im Wasserkörper selbst genügt allein nicht, denn um beispielsweise eine eigendynamische Laufentwicklung gewährleisten zu können müssen zusätzlich zum Rückbau der Uferbefestigungen auch Flächen zur Verfügung gestellt werden, in die das Gewässer seinen Lauf verlegen kann. Die Rückverlegung von Deichanlagen führt zu einer periodischen Überflutung größerer Areale und damit zu veränderten Nutzungsmöglichkeiten und -einschränkungen. Und schließlich beinhaltet die naturnahe Ausgestaltung eines Fließgewässers auch Sturzbäume und Totholz, die bislang aus Gründen der Sicherheit geräumt wurden. Die Art der Gewässerunterhaltung muss also ebenfalls angepasst werden.

Die konkrete Abwicklung dieser rechtlichen, finanziellen, planerischen und praktischen Aspekte vom Flächenerwerb bis zur Bürgerbeteiligung findet im Dialog zwischen den Regierungspräsidien und den Kreisen und Kommunen sowie der interessierten Öffentlichkeit statt. Hier können die verschiedenen Interessengruppen zum Beispiel in Form von Workshops ihre Belange einbringen und sich über den aktuellen Stand informieren.

Die Planung und Umsetzung lokaler Gewässerentwicklungsmaßnahmen wird in Hessen schlussendlich bei kleinen (genehmigungsfreien) Maßnahmen von der Unteren Wasserbehörde und bei größeren Maßnahmen direkt von den Regierungspräsidien übernommen. Die unteren Wasserbehörden und die Naturschutzbehörden liefern darüber hinaus auch Daten an die Regierungspräsidien und das HLUG, die in die Maßnahmenkonzeption einfließen (HMULV (HrSG.) 2004b: 4).

II. Teil – Zielsetzung, Methoden und Untersuchungsaufbau

7. Zielsetzung

Um die Hypothesen, die dieser Arbeit zu Grunde liegen, angemessen bearbeiten zu können, wurden mehrere Ziele definiert, die wiederum durch die Durchführung mehrerer Arbeitsschritte erreicht werden können.

- *Untersuchung der funktionalen Zusammenhänge zwischen dem Makrozoobenthos und den Fließgewässerstrukturen*
 - Grundlage aller weiteren Arbeiten ist eine detaillierte Erfassung der Gewässerstrukturgüte.
 - Darauf aufbauend erfolgt eine hochauflösende Kartierung der Gewässerbettmorphologie unter Verwendung einer neu entwickelten Methode
 - Die Klassifizierung der Kartierungsergebnisse und eine Ableitung von Mikro-Habitattypen (ebenfalls Teil der neu entwickelten Methode) folgt als nächster Arbeitsschritt.
 - Basierend auf den Ergebnissen der Morphologiekartierung erfolgt eine habitattypspezifische Beprobung und Auswertung des Makrozoobenthos.
- *Durchführung eines monatlichen Messprogramms zur Erfassung grundlegende Parameter der Wasserchemie*
 - Aus den Messdaten wird eine chemisch-physikalischen Charakteristik der untersuchten Abschnitte abgeleitet, um Unterschiede und Gemeinsamkeiten der renaturierten und nicht renaturierten Bereiche aufzeigen zu können.
- *Interpretation der Makrozoobenthosbefunde unter Berücksichtigung der chemisch-physikalischen Charakteristika sowie die Ableitung von Verbreitungsmustern*
- *Bewertung des Erfolgs der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen*
 - Zusammenführung der Makrozoobenthosbefunde auf das Bewertungsniveau der EU-WRRL
 - Berechnung der ökologischen Zustandsklasse und ausgewählter Metrics für die untersuchten Abschnitte
 - Bewertung der Effizienz der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen
- *Ableitung von Handlungsempfehlungen*
 - für die renaturierten Fließgewässerabschnitte
 - für noch nicht renaturierte Abschnitte des gleichen Fließgewässers
 - Übertragung der Erkenntnisse auf andere Fließgewässer

Die Ergebnisse werden in Form von Fachartikeln, Postern, Tagungsbeiträgen und dieser Dissertationsschrift den an der Umsetzung der EU-WRRL Beteiligten und Fachkollegen zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus können die Befunde in aufbereiteter Form (z.B. als gewässerökologischer Lehrpfad) der breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden.

Die neu entwickelte Methode für die Kartierung der Gewässerbettmorphologie und der Ableitung von Habitattypen (TRiSHa) soll in Kooperation mit Fachkollegen und durch weitere Qualifikationsarbeiten auch an anderen Fließgewässern zum Einsatz kommen und dadurch beständig weiterentwickelt und verbessert werden. So kann der Anwendungsbereich der Methode vergrößert werden.

8. Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgewässer für die Bearbeitung der genannten Fragestellungen wurde der Mittellauf der Lahn bei Marburg ausgewählt. Ausschlaggebend für diese Wahl war vor allem die fachliche Eignung dieses Lahnabschnitts. Bereits seit Mitte der 1990er Jahre wird die Lahn eigendynamisch entwickelt, was detaillierte Einblicke in die Wirksamkeit dieses Renaturierungsansatzes ermöglicht. Darüber hinaus ist der ökologische Zustand der Lahn vor und nach der Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen stellenweise sehr gut untersucht (ALTEMÜLLER & HERING 1987, REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRS.G.) 1992 & 1994, NECKERMANN & ACHTERHOLT 1999, MALARCZUK 2003), was einen vorher-nachher-Vergleich im Rahmen methodischer Einschränkungen (Vergleichbarkeit der Untersuchungen) ermöglichte. Ein dritter und letzter Grund für die Wahl des Untersuchungsgewässers war die gute Erreichbarkeit, die es ermöglichte intensive Feldarbeiten über mehrere Jahre durchzuführen.

Innerhalb des Mittellaufs der Lahn bei Marburg wurden drei konkrete Untersuchungsgebiete ausgewählt. Zwei dieser drei Gebiete („Auf der Weide“ und die „Cappeler Fischerwiese“) wurden bereits eigendynamisch renaturiert (in drei Einzelmaßnahmen zwischen 1997 und 2005), was eine Evaluation des Renaturierungserfolges in verschiedenen Zeitabständen zur Umsetzung der Maßnahmen ermöglicht. Das dritte Untersuchungsgebiet („Gisselberger Straße“) wurde bislang noch nicht renaturiert. Allerdings bestehen für diesen Lahnabschnitt bereits seit mehreren Jahren konkrete Planungen für die Durchführung einer Renaturierung. Dies bietet die Gelegenheit einen Gewässerabschnitt schon vor der Umsetzung einer solchen Maßnahme intensiv zu untersuchen und die Renaturierung von Beginn an wissenschaftlich zu begleiten.

Bevor diese drei Untersuchungsgebiete genauer vorgestellt werden, soll jedoch zunächst das Einzugsgebiet der Lahn kurz charakterisiert werden.

8.1 Das Einzugsgebiet der Lahn

8.1.1 Gewässernetz und Abflussverhalten

Die Lahn ist Teil des Bewirtschaftungsgebietes Mittelrhein, welches sich von der Nahe-mündung bei Bingen bis zur Siegmündung bei Bonn erstreckt und insgesamt 13.575 km² (ohne die Mosel) umfasst (DOMMERMUTH ET AL. 2003). Sie ist der bedeutendste rechtsrheinische Zufluss des Bewirtschaftungsgebietes mit einer Einzugsgebietsgröße von 5.924,5 km².

Die Lahn entspringt bei Lahnkopf im südöstlichen Rothaargebirge auf 602 m über NN. Bis zum Pegel Sarnau ist die Lahn ein typischer silikatischer Mittelgebirgsfluss mit einem mittleren Abfluss von 7,3 m³/s. Nördlich von Cölbe mündet die aus dem Vogelsberg stammende Ohm (982 km²) in die Lahn (652 km²) und verändert den Charakter des Gewässers deutlich. Die Ohm ist nicht nur, bedingt durch die Vogelsberg-Basalte, basisch, sondern führt auch mehr Wasser als die Lahn (rund 8 m³/s), so dass die nunmehr leicht basische Lahn am Pegel Marburg bereits einen mittleren Abfluss von 16,7 m³/s aufweist. Zwischen Marburg und Leun beträgt das mittlere Gefälle nur noch 0,72 m / 1000 m, während die

obere Lahn noch ein Gefälle von ca. 3 m / 1000 m aufweist (BUCHHOFER, 1991: 6f.). Das Einzugsgebiet der Lahn an dem für diese Arbeit relevanten Pegel Marburg ist 1.666,2 km² groß (WWW.HLUG.DE).

Die größten Abflüsse treten im Winter (von November bis März) auf, verursacht durch Westwindlagen mit warmen Luftmassen (Schneeschnmelze) in Kombination mit Zyklonalniederschlägen. Wasserstände von bis zu 4 m am Pegel Gießen treten hierdurch jährlich auf. Ausgedehnte Niedrigwasserperioden können hingegen regelmäßig während der Sommermonate (Juli bis September) beobachtet werden (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1991: 15f.).

Nach insgesamt 245,6 Flusskilometern und einem Höhenunterschied von rund 540 m mündet die Lahn schließlich bei Lahnstein in den Rhein.

8.1.2 Geologischer Untergrund

Die Geologie des Mittelrheineinzugsgebietes wird durch die geologischen Formationen des Schiefergebirges, des Rotliegenden, der tertiären Kalksteine, Mergel und Tone, des Buntsandsteins sowie der Basaltischen Vulkanite geprägt (DOMMERMUTH ET AL. 2003). Durch die intensiven tektonischen und vulkanischen Aktivitäten des Tertiärs ist das Einzugsgebiet der Lahn stark reliefiert. Begrenzt wird es im Nordwesten durch das Rothaargebirge, im Nordosten durch den Kellerwald, im Südosten durch den Vogelsberg und im Westen durch den Westerwald. Dazwischen liegt eine weitgespannte Mulde mit unruhigem Binnenrelief, welche nur durch flache Schwellen gegen die Gebiete der oberen Eder, der Schwalm und der Wetter getrennt ist. Im Westen des Lahneinzugsgebietes befinden sich die Ausläufer des variskisch gefalteten Rumpfes des Rheinischen Schiefergebirges (bestehend aus devonischen und karbonischen Schichten), während im Osten Teile des hessischen Buntsandsteinlandes (ungefaltete Sedimenttafel) anstehen (Tichy 1951, zitiert in HÜBNER 2003: 9). Beide Teile werden stellenweise (im Hohen Westerwald und im Vogelsberg) von Basalt überdeckt. Die Grenze zwischen beiden Typen wird durch nord-süd-gerichtete Störungen markiert, die Teil der Mittelmeer-Mjösen-Zone sind und deren Verlauf die Lahn über weite Strecken folgt. Entlang dieser Störungen finden sich größere Beckenstrukturen wie das Amöneburger Becken, welches von der Ohm durchflossen wird, das Giessener Becken, durch welches die Lahn fließt sowie die Wetschaftsenke (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1991: 11ff.).

8.1.3 Böden im Einzugsgebiet der Lahn

Im Einzugsgebiet der Lahn dominieren Böden des Typs 224 (Braunerden und Podsol-Braunerden aus Hauptlage (Fließerde) über Basislage (Fließschutt)) (HLUG (HRSG.) 2002), die vor allem die Hang- und Kuppenlagen bedecken. In der Lahnaue hingegen ist der Typ 38 (Vega mit Gley-Vega aus holozänen Auenschluffen und -tonen) flächendeckend vertreten. Zwischen Cölbe und Cappel weisen die Auelehmschichten Mächtigkeiten von bis zu 4,2 m auf (HÜBNER, 2003: 8).

Ergänzend sind in den steilen Taleinschnitten Böden des Typs 244 (Kolluvisole mit Pseudogley-Kolluvisolen mit siliziklastischen Sedimenten des Buntsandstein) sowie im oberen Lahntal 292er (Braunerden mit Lockerbraunerden und Podsol-Braunerden mit Quarzit oder quarzitischem Sandstein), 278er (Braunerden mit schwach metamorph überprägtem siliziklastischem Sedimentgestein), 133er (Parabraunerden aus Löss) und 146er (Kolluvisole) Böden.

Im Bereich Marburg sind darüber hinaus Braunerden und Regosole mit Sand- und Tonsteinen des Buntsandsteins (227er Böden auf dem Dammels- und Schlossberg) sowie Podsole und Podsol-Braunerden mit Sandstein (Typ 222) und Lockerbraunerden aus Bimsasche mit Sand- und Tonstein (414er Böden auf den Lahnbergen) vertreten.

Südlich von Marburg, nordöstlich angrenzend an das Untersuchungsgebiet der Cappeler Fischerwiese wurden auch Böden des Typs 464 (Auenpseudogleye) ausgewiesen.

Damit überwiegen Böden (Braunerden & Parabraunerden) aus lössleharmen und in geringerem Umfang auch lösslehmhaltigen Solifluktsdecken mit sauren Gesteinsanteilen sowie Böden aus carbonatfreien schluffig-lehmigen Auensedimenten und Böden aus kolluvialen Sedimenten (HLUG (HRSG.) 2002).

Für zwei der drei Untersuchungsgebiete liegen punktuelle Detailkenntnisse über die Bodenverhältnisse vor. Im Gebiet „Auf der Weide“ hat die DIETZEL & KORNER GMBH (HRSG.) (2001) im Auftrag der unteren Naturschutzbehörde der Stadt Marburg sechs Rammkernsondierungen mit Stahlrammkernsonden (Durchmesser 60 mm) bis in 4 m Tiefe durchgeführt. Der anstehende Buntsandstein wurde dabei nicht angetroffen. Die Auen- und Hochflutlehme erreichten Mächtigkeiten zwischen 1,10 m und 2,50 m. Im Liegenden dieser Lehme wurden fluviatile Kiese und Sande der Lahn angetroffen. Der Grundwasserflurabstand betrug zwischen 1,75 m und 2,20 m.

Im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ hat BEURER (1997) in Vorbereitung der Renaturierungsarbeiten ein Gutachten über die Untergrundverhältnisse erstellt. Dafür wurden Baggerschürfungen bis in 2,30 m Tiefe angelegt. Der Oberboden ist in diesem Bereich 20-30 cm mächtig. Daran anschließend finden sich Auensedimente (Lehm bis sandiger Lehm), welche im unteren Bereich grau gefärbt sind und Pflanzen- und Holzreste enthalten (G_O/G_R). Diese typischen Altarmablagerungen reichen bis in eine Tiefe von 0,6-2,1 m. Darunter stehen sandige, geröllführende Kiese an (Terrassenschotter), welche ab etwa 1,4-2,2 m unter Geländeoberkante (173,7-174,7 m über NN) grundwasserführend sind. Diese Schicht reicht vermutlich bis in eine Tiefe von 8-12 m unter Geländeoberkante.

8.1.4 Klimatische Kennzeichnung

Im Einzugsgebiet der Lahn herrscht ein ganzjährig humides, kühl-feuchtes Übergangsklima mit dominierenden Westwinden im Niederschlagsschatten des Rheinischen Schiefergebirges. An 80% aller Tage ist das Einzugsgebiet der Lahn maritim geprägt (TERPITZ, 1991: 9). Der mittlere Jahresniederschlag zwischen Marburg und Gießen beträgt 600 bis 650 mm (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1991: 15), während der mittlere Gebietsniederschlag des gesamten Lahneinzugsgebietes bei 810 mm liegt (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1994: 2), wobei in den Gebirgslagen bis zu 1.000 mm fallen (TERPITZ 1991: 9).

In den Niederungen treten im Jahresverlauf zwei Niederschlagsmaxima auf – ein primäres im Sommer (Juni-August) und ein sekundäres im Winter (vor allem im Dezember). In den höheren Lagen hingegen ist das winterliche Maximum stärker ausgeprägt und 20-30% des Jahresniederschlags fallen als Schnee (TERPITZ 1991: 9), was die Entstehung von Hochwasserereignissen bei Tauwetterlagen begünstigt.

8.1.5 Landnutzung

Im gesamten Mittelrheingebiet dominiert der Waldanteil mit 42,6%, gefolgt von Ackerflächen (24,9%) und Grünland (18,0%) (FISCHER ET AL. 2003: 164; abgeleitet aus ATKIS-Daten). Für die Einzugsgebiete der Lahn und der Ohm oberhalb von Cölbe liegt der Waldanteil im Lahnggebiet mit 48,6% über und im Ohmgebiet mit 39,4% unter dem Wert des gesamten Mittelrheins. Das Einzugsgebiet der Ohm ist dafür stärker landwirtschaftlich geprägt (49,4% landwirtschaftliche Nutzfläche) als das der Lahn (38,3%). Der Anteil der Siedlungsflächen ist wiederum im Lahneinzugsgebiet mit 11% höher als im Gebiet der Ohm (9,2%). Zwischen 1977 und 1986 hat sich dieser Wert in beiden Teileinzugsgebieten am stärksten verändert (+15%), während der Waldanteil nur um 0,5% zunahm und der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche im gleichen Zeitraum um 5,5% abnahm (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1991: 106).

Die Landwirtschaft ist ausgesprochen kleinteilig. 39,6% der rund 8.100 Betriebe bewirtschaften weniger als 5 ha, während nur 4% mehr als 50 ha bewirtschaften. Die mittlere Betriebsgröße liegt bei 13,2 ha. Der Großteil der Nutzfläche wird als Acker bewirtschaftet (61%), wobei Raps die Hauptanbaupflanze ist (81,8%), gefolgt von Hackfrüchten (13%). 75% aller landwirtschaftlichen Betriebe werden im Nebenerwerb betrieben, was sich auch in dem niedrigen Viehbesatz (0,73 Vieheinheiten/ha) widerspiegelt (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1991: 107).

8.1.6 Leitbild und Renaturierungen

Der Mittellauf der Lahn gehört zu den größeren Flüssen des Mittelgebirges und damit zum Typ 9.2 der offiziellen Fließgewässertypologie (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Gewässer dieses Typs weisen Einzugsgebiete zwischen 1.000 und 10.000 km² mit einem Talbodengefälle von 3‰ auf. Sie sind durch einen gewundenen bis mäandrierenden Lauf mit einem flachen Querprofil und großer Habitatvielfalt charakterisiert. Unter den Sohlsubstraten dominieren Steine, Schotter und Kiese, in strömungsberuhigten Bereichen kommen aber auch Sande und Auenlehme vor. Besonders wertvolle Strukturen sind vegetationsfreie Kies- und Schotterbänke und regelmäßig alternierende Schnellen und Stillen. Flüsse des Typs 9.2 sind hochdynamisch, was sich in großflächigen Laufverlagerungen und der Ausbildung von Mehrbettgerinnen widerspiegelt.

Unter den aquatischen Makrophyten sind vor allem die Wasserhahnenfuß-Gesellschaften als charakteristisch zu nennen. *Ranunculus fluitans* wird in Gewässern des Typs 9.2 oftmals von Großlaichkräutern, *Callitriche sp.* sowie Wassermoosarten ergänzt.

Aufgrund der großen Habitatvielfalt sind die Biozönosen des Makrozoobenthos' sehr artenreich und enthalten sowohl potamale Taxa als auch rhithrale Arten, die aus den Zuflüssen in den Hauptfluss verdriftet werden (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).

Diese deutschlandweit gültigen Typcharakteristika treffen auf die Untersuchungsgebiete der Lahn größtenteils zu, allerdings weist die Lahn ein deutlich geringeres Talbodengefälle auf (0,76 statt 3‰), was den Charakter des Flusses stark beeinflusst und die Typzuweisung zweifelhaft erscheinen lässt. Darüber hinaus ist der Charakter der Lahn in einigen Bereichen so stark anthropogen überprägt, dass die Typcharakteristik nur noch als weit entfernter Referenzzustand angesehen werden kann.

Trotz zahlreicher Wehre, die das natürliche Fließverhalten der Lahn im Raum Marburg nachhaltig verändern, gilt die Lahn erst ab dem Stadtgebiet Gießen und der damit verbundenen Einordnung als Bundeswasserstraße als erheblich veränderter Wasserkörper

(REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2005b). BORCHARDT ET AL. (2004: 20) ordnen die Lahn zwischen der Ohmmündung und Gießen (Wasserkörper 2) ebenfalls als natürliches Gewässer ein. Für die Erreichung der Ziele der EU-WRRL gilt also für das Untersuchungsgebiet der „gute ökologische und chemische Zustand“ und nicht das schwächere ökologische Potenzial.

Als regionales Leitbild für den Mittellauf der Lahn wird vom Regierungspräsidium Gießen der Typ des „Furkationsgewässers“ verwendet, das heißt eines Flusses mit mehrfach verzweigtem Lauf. Dies kann in Form eines verwilderten Flusses mit breitem und flachem Bett und zahlreichen Kiesbänken oder in Form einer eher potamalen Hauptlauf-Seitenarm-Konstellation mit Inselbildung ausgebildet sein. Beide Typen wurden im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen realisiert – ersterer Typ oberhalb des Zusammenflusses mit der Ohm, wo die Lahn einen stärkeren Mittelgebirgsflusscharakter aufweist, und zweiterer Typ unterhalb des Zusammenflusses mit der Ohm, wo die Lahn einen stärkeren Tieflandscharakter aufweist. Auch Träbing & Schröder (1992, zitiert in HÜBNER 2003: 8) beschreiben die historische Lahn als breiter, flacher und verzweigter als heute.

Ein Vergleich mit historischen Karten und Gemälden zeigt jedoch, dass die Lahn in der Umgebung von Marburg in den vergangenen Jahrhunderten zu keinem Zeitpunkt ein in größerem Umfang verzweigter Fluss gewesen ist.

Schon die Schleenstein'sche Karte aus den Jahren 1705-1715 zeigt zwar Verzweigungen des Lahnlaufes im Stadtgebiet von Marburg (Abb. 08-01), die eingezeichneten Mühlen belegen jedoch, dass es sich dabei sehr wahrscheinlich um künstlich angelegte oder zumindest anthropogen überformte Mühlgräben und nicht um natürliche Laufverzweigungen handelt. Dies wird auch von GEIGER (2008) bekräftigt. Darüber hinaus geht GEIGER (2008: 38) davon aus, dass die Lahn im Mittellauf bereits seit der Periode der Städtegründungen (1150-1350) kein frei schwingender Wildfluss mehr ist.

Auch auf neueren Karten, wie der Niveauekarte des Kurfürstentums Hessen von 1857 (Abb. 08-02) ist ein durch Gräben veränderter Gewässerlauf erkennbar, nicht jedoch natürliche Laufverzweigungen.

Oberhalb des Zusammenflusses von Lahn und Ohm hingegen lassen sich solche verzweigten Gewässerabschnitte in den Kartendarstellungen erkennen (z.B. in der 1857er Karte zwischen der Wetschaftmündung und Sarnau oder in der 1715er Karte zwischen Kirchhain und Großseelheim), für Marburg und Umgebung lässt sich dies jedoch nicht belegen. Der Grund hierfür ist einerseits der stärkere Potamalcharakter der Lahn in diesem Bereich und andererseits die schon damals dichte Besiedelung und intensive Mühlenutzung der Lahn.

Einzig und allein südlich von Marburg, im Bereich der heutigen Fischerwiese (der früheren Herrnäcker) ist auf beiden Karten ein natürlicher Seitenarm zu erkennen, der jedoch, wie auf der Darstellung aus dem 19. Jahrhundert gut zu sehen ist, keine permanent durchströmte Furkation sondern eher ein teilweise an das Gewässer angeschlossener Altarm war. Dieser Bereich ist als Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ Teil dieser Arbeit.

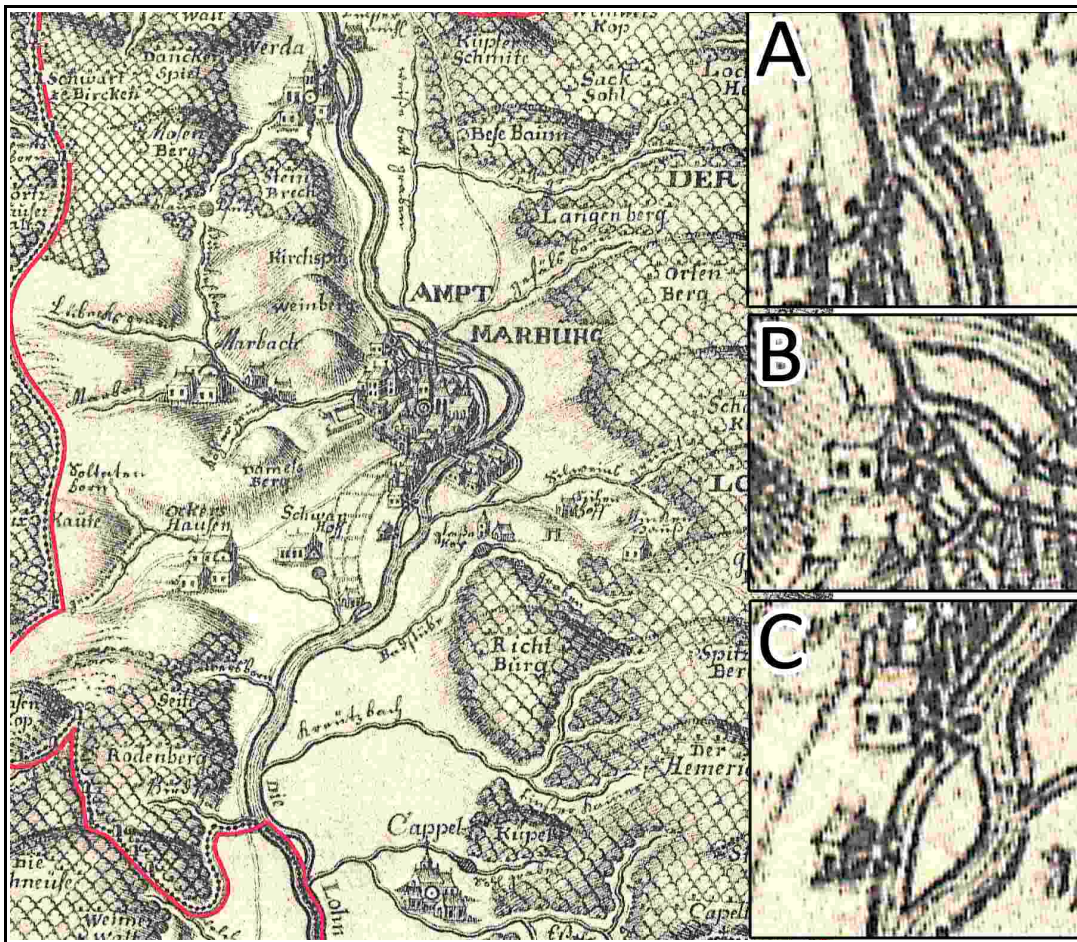


Abb. 08-01: Verlauf der Lahn im Raum Marburg um 1705-1715; Rechte Seite: Ausschnitte, auf denen Mühlen und zugehörige Gräben sichtbar sind: A – Mühlen in Wehrda; B – Mühle am nördlichen Stadtrand von Marburg (auf Höhe des heutigen Afföller-Wehres); C – Mühlen am südlichen Stadtrand von Marburg (auf Höhe des heutigen Grüner Wehres) (verändert nach HVBG (Hrsg.) (ohne Jahr - a))

Gemäß des Leitbilds wurden im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen Furkationen angelegt, die bei Mittelwasser durchströmt werden. Nach dem Ansatz der eigendynamischen Gewässerentwicklung wurde dabei auf umfangreichere Modellierungs- und Bepflanzungsmaßnahmen verzichtet. Konkret beschränkten sich die durchgeführten Maßnahmen auf folgende Arbeiten:

- Abtrag des Oberbodens und damit verbundene Absenkung des Auenniveaus in Bereichen, die als Hochflutmulden dienen sollen;
- Bodenaushub im Bereich der neu anzulegenden Seitenarme. Dabei wurden bewusst steilere und flachere Böschungen geschaffen um die Ausbildung verschiedener Mikrohabitate (z.B. Nistplätze für den Eisvogel) zu fördern;
- Vereinzelte Einbringung und Fixierung von Totholz als bevorzugtes Hartsubstrat für die Erstbesiedelung und als Strömungslenker;
- Punktueller Durchstoßen der ursprünglichen Uferböschung des Hauptlaufs der Lahn um ein Durchströmen der Seitenarme zu ermöglichen;
- Teilweiser Rückbau der Uferbefestigungen (Blockschüttung) im Hauptlauf der Lahn.

Die durch die Baumaßnahmen freigelegte Bodenoberfläche wurde weder befestigt noch bepflanzt. Dies sollte es dem Gewässer ermöglichen, den Strömungsverhältnissen entsprechend Böschungen zu erodieren und den Gewässerlauf eigendynamisch zu gestalten.

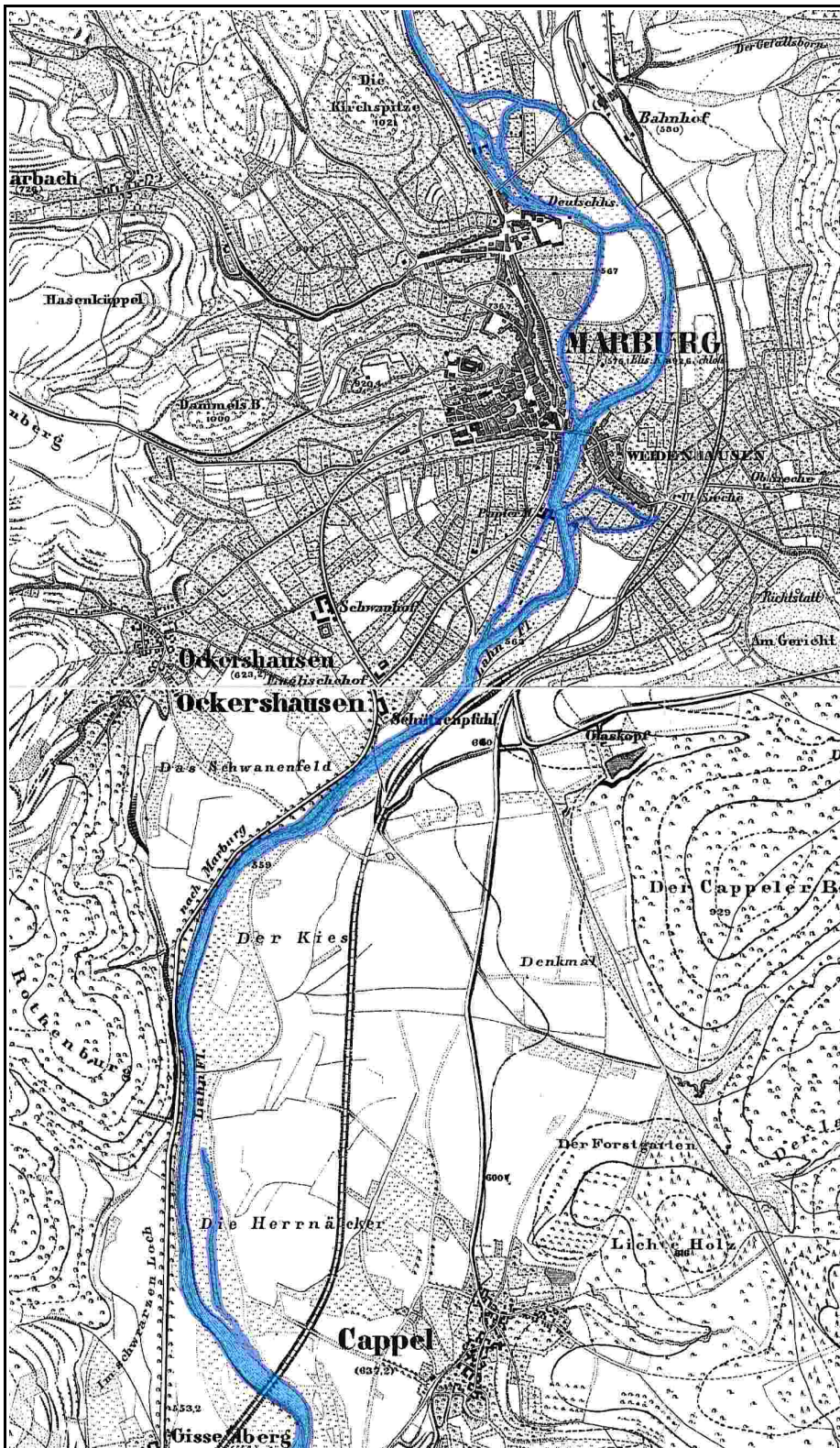


Abb. 08-02: Verlauf der Lahn im Raum Marburg um 1857; dargestellt sind Ausschnitte der Blätter 60 (Marburg) und 70 (Niederweimar) (verändert nach HVBG (ohne Jahr - b))

8.2 Die drei Untersuchungsgebiete

8.2.1 Auf der Weide

Das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ liegt im Innenstadtbereich der Stadt Marburg, rund 100 m unterhalb des Grüner Wehres (Abb. 08-04). Aufgrund der zentralen Lage des Gebietes weist die Lahn an dieser Stelle eine stark verengte und naturferne Aue auf. Beide Ufer wurden durch Blockschüttungen befestigt und die Bereiche hinter den schmalen Uferrandstreifen wurden vor der Renaturierung als Verkehrsflächen und Gartenanlagen genutzt. Der Flusslauf ist gestreckt bis gewunden und stark eingetieft. Das Strömungsverhalten ist sowohl turbulent als auch ruhig, je nach Gewässertiefe, die in diesem Gebiet zwischen wenigen Dezimetern und deutlich mehr als einem Meter variiert. Von großem Wert ist der standorttypische und alte Gehölzbestand bestehend aus Baumweiden (*Salix fragilis*, *Salix x rubens*) und Strauchweiden (*Salix purpurea*, *Salix viminalis*, *Salix caprea*) sowie der Silberpappel (*Populus alba*) an beiden Ufern (NECKERMANN & ACHTERHOLDT, 1999). GEIGER (2008: 20) geht davon aus, dass die Gehölzbestände in dieser Form bereits im 18. Jahrhundert vorhanden waren und somit von einer langen Biotoptradition ausgegangen werden kann. Die Biotopkartierung der Stadt Marburg (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991: Karte 1, Blatt 2) wies die Auenbereiche im Gebiet „Auf der Weide“ größtenteils als ruderale Mähwiesen frischer Standorte und ausdauernde Ruderalpflanzenbestände frischer Standorte aus. In den Uferstreifen wurden fluss- und bachbegleitende Gehölze im Überschwemmungsbereich kartiert. Beide Ufer wurden als „ökologisch hervorragend“ eingestuft, während die Deichkronen als „ökologisch wertvolle“ und die Auenbereiche als „ökologisch bedeutsam“ bewertet wurden (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991: Karte 3, Blatt 2)

Das Gebiet „Auf der Weide“ ist aufgrund seiner Innenstadtlage einem hohen Nutzungsdruck ausgesetzt. Neben der Ausdeichung und Bebauung großer Teile der Aue (z.B. durch den direkt an das Gewässer angrenzenden Altersheim-Komplex oder das Universitätsstadion) und der bereits erwähnten Nutzung weiterer Areale als Verkehrsflächen (Parkplätze, Abb. 08-03) wird der Bereich vor allem in den Sommermonaten intensiv für die Naherholung genutzt.

Trotz dieser anthropogenen Beeinträchtigungen des Fließgewässerökosystems zählt das Gebiet „Auf der Weide“ zu den ökologisch wertvollen Abschnitten der Lahn in der Umgebung von Marburg. Die strukturreichen Ufergehölze sind gemäß § 23 HeNatSchG geschützt (NECKERMANN & ACHTERHOLDT 1999: 6) und die Lahn ist in diesem Bereich Teil des innerstädtischen Landschaftsschutzgebietes. Schon vor der Renaturierung traten hier Auskolkungen auf (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 2002) und auch ALTEMÜLLER & HERING (1987: 12) heben die große Bedeutung des Gebietes hervor. Die bis zu 80 Jahre alten Weidenbestände sind im Stadtgebiet einmalig, was auch die Bruten von Turmfalke, Gartenrotschwanz, Gebirgsdrossel und Wacholderdrossel sowie zweier Fledermausarten belegen. Bedroht wurde die Avifauna des Gebietes durch das Abholzen einiger Weiden, das Entfernen von Totholz sowie durch Störungen durch Angler und Hunde.

Die Idee, diesen wertvollen Lahnabschnitt weiter zu verbessern und zu schützen wurde erstmals 1993 im Rahmen des „Lahnprojektes“ formuliert, das die Fläche „Auf der Weide“ als innerstädtischen Baustein für eine moderierte freie Dynamik der Lahn vorsah (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 2002). Im Jahre 2002 konnte die Renaturierung schließlich im Rahmen der Agenda 21 und als Baustein der Landesgartenschau durchgeführt werden. Die Planung und Vermessung der Maßnahme wurde der Firma ICON übertragen und die Umsetzung der Maßnahme erfolgte durch die Firma Bauer aus

Cölbe.

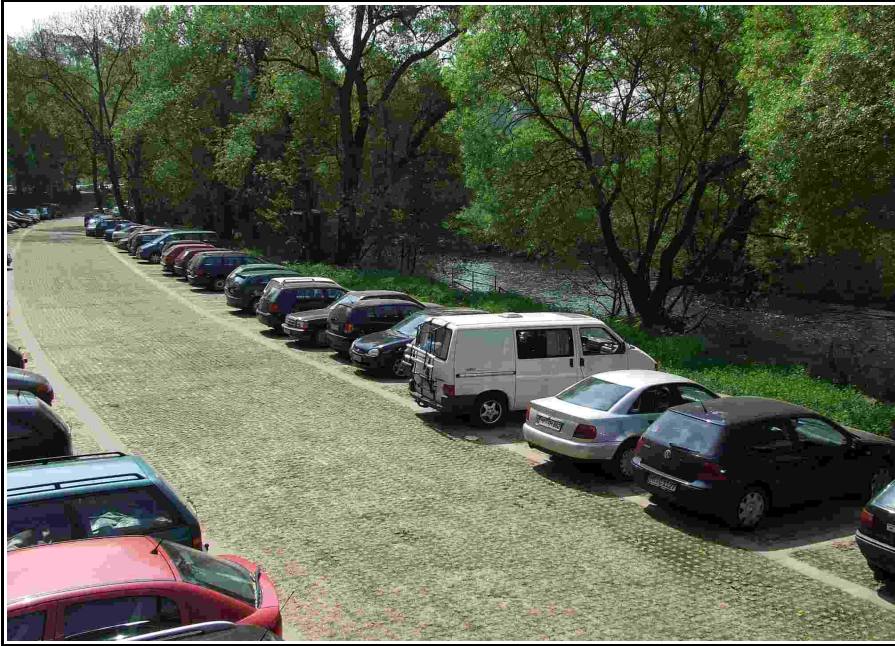


Abb. 08-03: Nutzung der Lahnaue als Verkehrsfläche (M. Groll, 09.05.2006)

In den Planungsunterlagen wurden die folgenden Ziele festgeschrieben (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 2002):

- die Wiederherstellung eines, für einen Mittelgebirgsfluss charakteristischen, sich verzweigenden, dynamischen Gewässerbettes mit naturnahen Ufer- und Auenbereichen;
- die Erhöhung der Durchgängigkeit der Lahn im Stadtgebiet (Bestandteil des geplanten Biotop-Trittsteinsystems);
- eine Stärkung und Ausweitung der Laich- und Jungfischhabitate von Äsche und Bachforelle;
- die Schaffung von Pionierstandorten für Fauna und Flora;
- eine Verbesserung des Hochwasserrückhalts durch Aufweitung des Gewässerbettes und Dämpfung der Abflussspitzen im Stadtgebiet;
- die Schaffung eines innerstädtischen naturnahen Erlebnisraumes;
- eine Entzerrung des sehr starken Erholungsdrucks unterhalb des Grüner Wehres durch Ausweitung des Erholungsraumes und Beruhigung empfindlicher Teilbereiche;
- die Aufwertung des Landschaftsbildes.

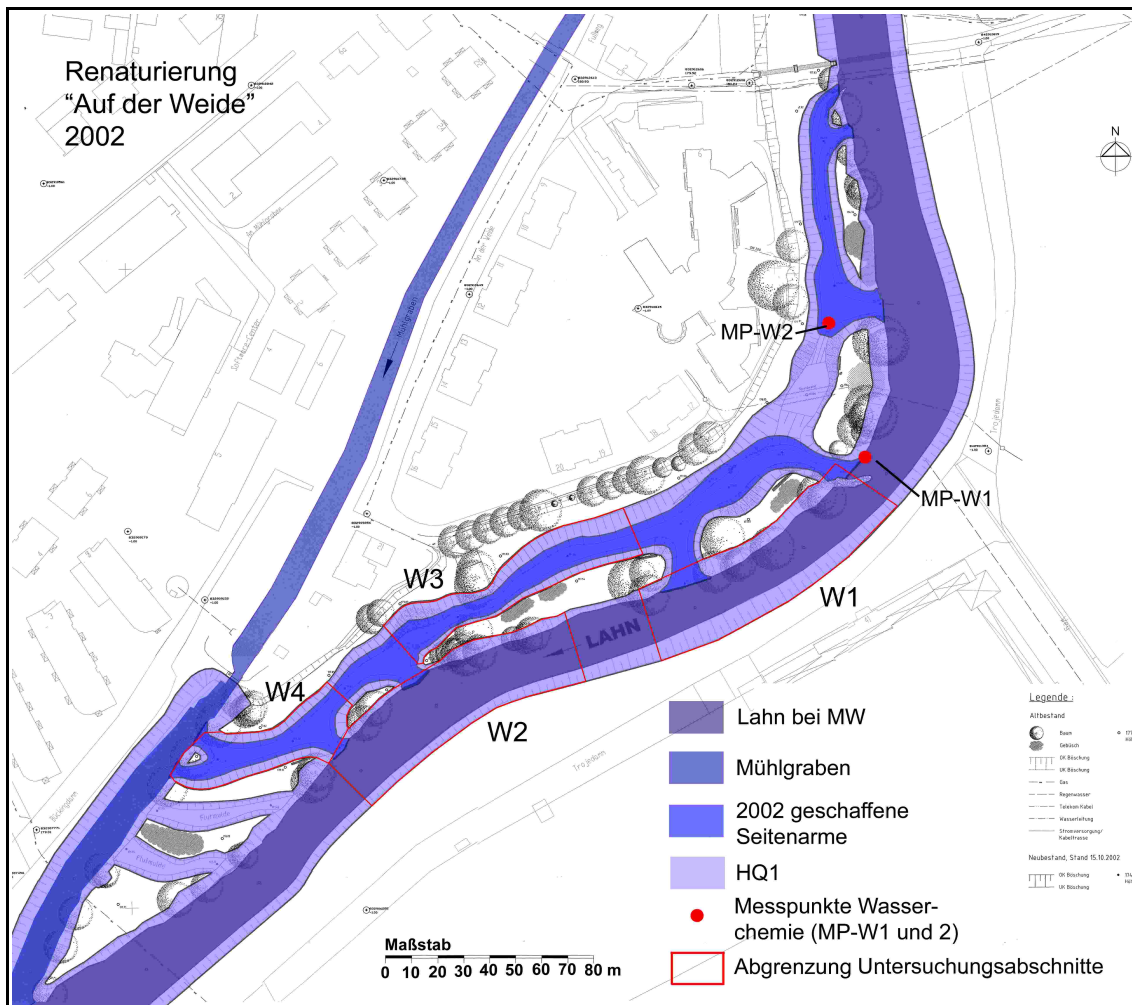


Abb. 08-04: Das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ und die Lage der Untersuchungsabschnitte (eigene Darstellung, Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Auf einer Länge von 400 m (vom Hirsefeldsteg bis auf Höhe der Haspelstraße) wurden im Zuge der Renaturierung folgende Arbeiten durchgeführt (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSTADT MARBURG (HRSG.) 2002; vgl. Abb. 08-04 bis Abb. 08-07):

- Es wurden zwei Seitenarme mit multiplen Anbindungen an den Hauptlauf geschaffen, so dass bei Mittelwasser sechs Inseln entstehen, welche als ungestörte Habitate unter anderem Nistmöglichkeiten für die zahlreichen Vogelarten bieten könnten;
- Zwischen den beiden Seitenarmen verläuft eine Telekommunikationsleitung quer unter der Lahn. Daher konnten an dieser Stelle keine tieferen Abgrabungen durchgeführt werden. Stattdessen wurde der Bereich als Hochflutmulde angelegt. Die Leitung selbst wurde durch Spundbohlen und eine Betonabdeckung gesichert;
- Weitere Hochflutmulden durchziehen die südlichste und größte Insel;
- An dem oberstromigen Anschluss des zweiten und längeren Seitenarms wurde eine Buhne angelegt, welche das strömende Wasser in den Seitenarm lenken sollte;
- Einige Böschungen wurden als Abbruchkanten modelliert um neue Habitatstrukturen zu schaffen;
- Totholz wurde vereinzelt (z.B. am oberstromigen Anschluss des kleineren Seitenarms, Abb. 08-06) eingebracht und durch Stahlseile hochwassersicher verankert;

- Die Bauarbeiten wurden so durchgeführt, dass die vorhandene Vegetation, vor allem der alte Gehölzbestand, weitestgehend erhalten blieb;
- Dort, wo die Seitenarme an den Hauptlauf angeschlossen sind, wurde die Uferbefestigung zurückgebaut;
- Die Gesamtlauflänge des Gewässers wurde durch die Anlage der Seitenarme mehr als verdoppelt (980 m);
- Der Bodenaushub und damit das zusätzliche Retentionspotenzial beträgt 14.500 m³ (ICON INGENIEUR BÜRO, 2003).



Abb. 08-05: Blick flussabwärts auf die Seitenarme und Inseln (M.Groll 03.02.2006)

Die Baumaßnahmen wurden am 24.09.2002 beendet. Die Gesamtkosten (240.000€) wurden zu 80% aus Landesmitteln und zu 20% aus Ausgleichsmitteln finanziert und kamen größtenteils aus dem Programm „Naturnahe Gewässer“ (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSRG.) 2002). Die Kosten lagen damit bei 245 € pro Fließgewässermeter (bzw. 600 €, wenn man nur die ursprünglichen 400 m betrachtet) und sind damit im Vergleich als sehr günstig einzustufen (SCHWEDER ET AL. 2003: 154).

Seit der Beendigung der Bauarbeiten wurden Pflegemaßnahmen größtenteils unterlassen (im Nachgang des Orkans Kyrill im Januar 2007 wurden umgestürzte größere Bäume aus dem Gewässer und der Aue entfernt) und das Gewässerbett sich selbst überlassen. Dies hatte zur Folge, dass die Ziele der Maßnahme teilweise nicht so erreicht wurden, wie dies die Planung vorsah. Beispielsweise sollten die Seitenarme Kolken und Schnellen aufweisen (NECKERMANN & ACHTERHOLDT 1999: 7). Durch umfangreiche Substratverlagerungen wurden viele der Anschlüsse der Seitenarme an den Hauptlauf der Lahn wieder verfüllt, so dass selbst bei Mittelwasser keine starke Durchströmung der Seitenarme zu verzeichnen ist. Durch den sich nunmehr entwickelnden Stillgewässercharakter kommt es jedoch nicht zur Ausbildung von Rauscheflächen. Auch die angelegte Buhne existiert heute nicht mehr.

Das Erscheinungsbild des Gebietes „Auf der Weide“ verändert sich jährlich, so dass das Kernziel der Dynamisierung der Lahn als erreicht angesehen werden kann. Vor allem im Zuge der jährlichen Winterhochwässer kommt es zu Uferabbrüchen im Bereich der Inseln und in den Hochflutmulden entwickelt sich ein standorttypischer Gehölzbestand aus Weiden und Pappeln.



Abb. 08-06: Beginn der Renaturierungsmaßnahme unterhalb des Hirsefeldstegs bei Mittelwasser mit fixiertem Totholz (M. Groll, 03.02.2006)



Abb. 08-07: Uferabbrüche im Bereich der Inseln bei Niedrigwasser (M. Groll, 09.05.2006)

8.2.2 Gisselberger Straße

Das Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“ befindet sich am südlichen Rand der Marburger Innenstadt auf Höhe des Südbahnhofs und etwa 500 m unterhalb des Pegels Marburg. Der Lauf der Lahn ist in diesem Bereich gestreckt und stark eingetieft (Abb. 08-08), aber die Wassertiefe ist deutlich geringer als in weiten Teilen der anderen beiden Untersuchungsgebiete und das Strömungsbild ist entsprechend vielfältiger.

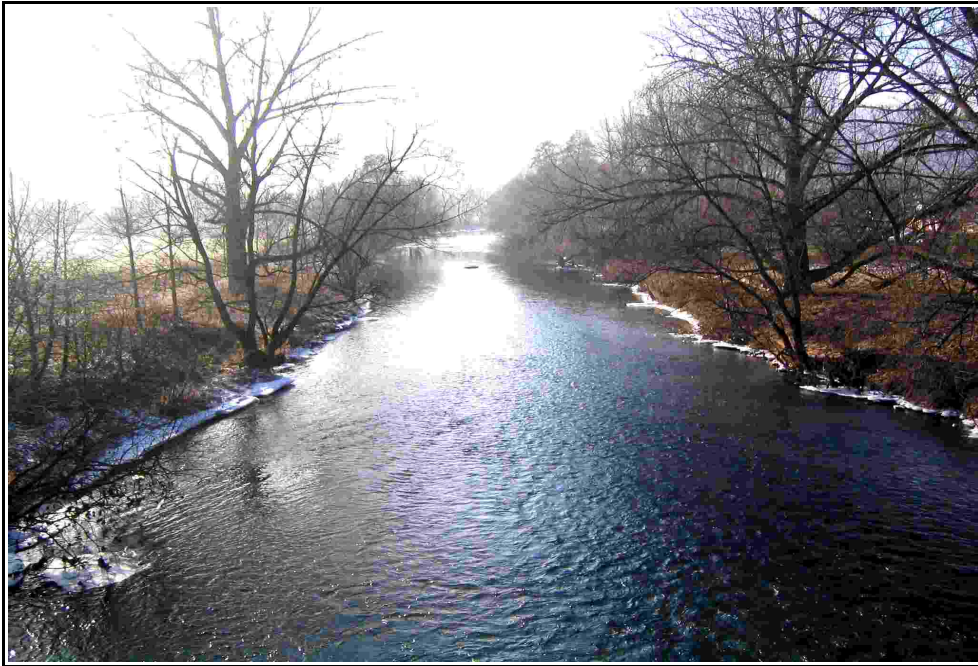


Abb. 08-08: Blick auf das Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“ (M. Groll, 01.02.2006)

Die Ufer sind wie schon im Gebiet „Auf der Weide“ durch standorttypische Gehölze bestanden, allerdings in geringerer Dichte. Die Aue selbst ist aufgrund der Stadtrandlage des Gebietes breiter. Sie wird auf beiden Seiten durch einen Radweg sowie rechtsseitig durch Brachflächen und linksseitig durch landwirtschaftliche Nutzflächen in Anspruch genommen. Außerhalb des eingedeichten Bereichs dominieren Gewerbe und Verkehrsflächen (Abb. 08-09). Die Auenbereiche wurden im Rahmen der Biotopkartierung (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991: Karte 1, Blatt 4) als ruderale Mähwiesen frischer Standorte und ausdauernde Ruderalpflanzenbestände frischer Standorte sowie als Sport- und Erholungsflächen mit hohem Grünflächenanteil ausgewiesen. Während der rechte Uferstreifen durchgängig als „ökologisch hervorragend“ eingestuft wurde, erzielte der linke Uferstreifen eine „ökologisch bedeutsame“ Bewertung. Die Auenbereiche hingegen wurden überwiegend als „Entwicklungsbereiche“ ausgewiesen (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991: Karte 3, Blatt 4).

Das Untersuchungsgebiet selbst umfasst die 500 m Fließstrecke unterhalb der alten Lahnbrücke, da für diesen Bereich konkrete Renaturierungsüberlegungen bestehen. Aufgrund der hohen Strömungsdynamik kommt es in diesem Bereich trotz größtenteils befestigter Ufer vereinzelt zu Auskolkungen und Seitenerosion, die den linksseitigen Radweg gefährden. Daher soll dieser verlegt und der linke Uferbereich für eine eigendynamische Gewässerentwicklung zur Verfügung gestellt werden. Großräumigere Planungen sehen eine

Anbindung dieses Gebietes an den strukturreichen Lahnabschnitt „Auf der Weide“ vor, was jedoch umfangreichere Eingriffe in die bestehende Nutzungsstruktur erfordern würde (Verlegung der Verkehrsflächen und des Campingplatzes) (GEIGER 2008).

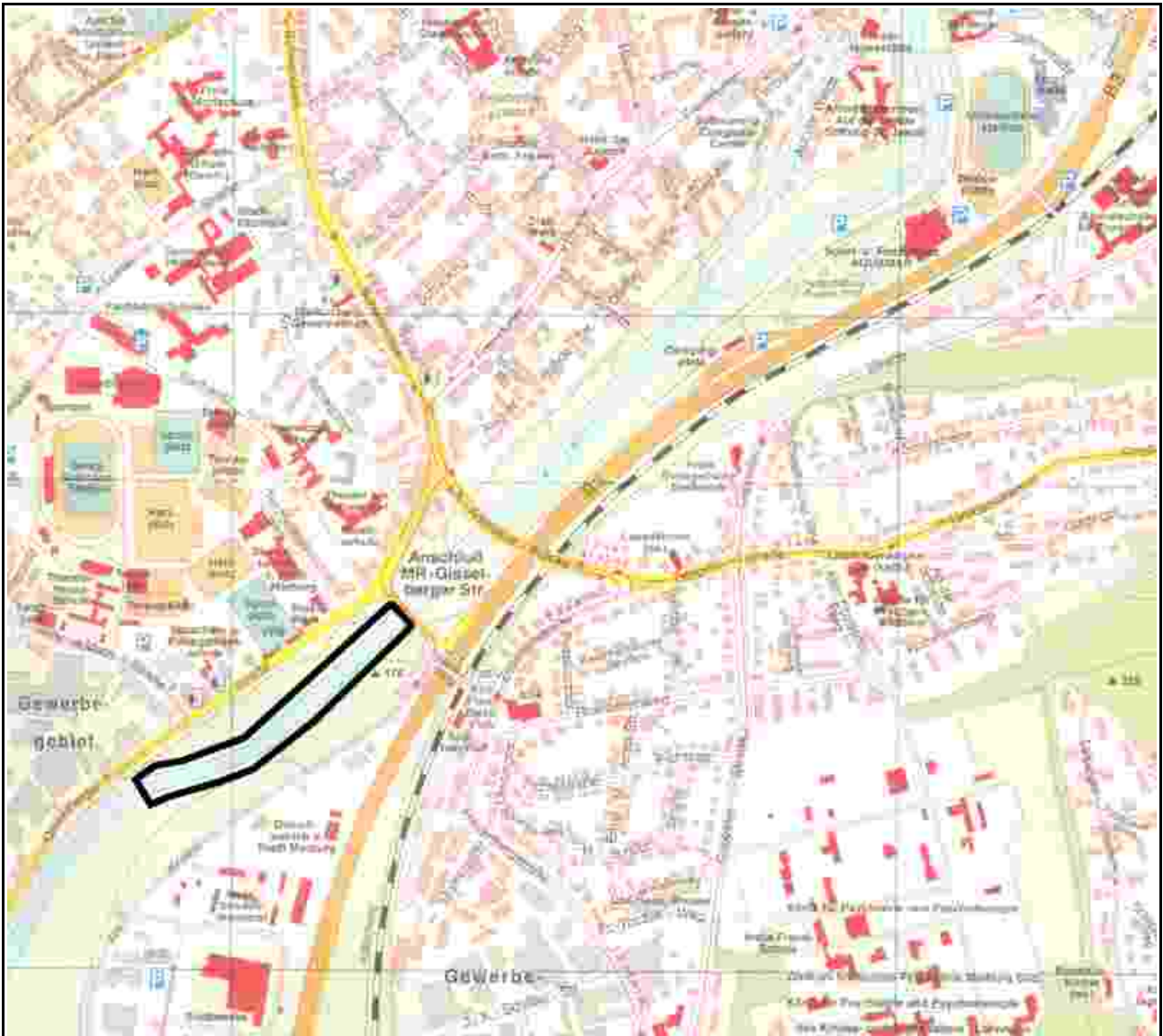


Abb. 08-09: Lage des Untersuchungsgebietes „Gisselberger Straße“ (verändert nach MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (HRSG.) 2002²)

8.2.3 Cappeler Fischerwiese

Das Untersuchungsgebiet der „Cappeler Fischerwiese“ liegt rund 5 km unterhalb des Gebietes „Gisselberger Straße“ auf Höhe des Stadtteils Cappel inmitten landwirtschaftlicher Nutzflächen und ist Teil des Landschaftsschutzgebietes „Lahn-Ohm-Auenverbund“. In diesem Bereich wurde in den Jahren 1997 und 2005 eine zweistufige Renaturierung durchgeführt, um den historischen Zustand der Lahn wiederherzustellen.

Auf den Karten aus dem 18. und 19. Jahrhundert (Abb. 08-10) ist auf dem Gebiet der heutigen Cappeler Fischerwiese eine Verzweigung der Lahn erkennbar. Während diese um 1715 herum als permanent durchströmter Seitenarm in der Karte vermerkt worden war, hat sie auf der Karte von 1857 eher den Charakter eines Altarms – mit zwei größeren Wasserflächen, die durch einen schmalen Wasserlauf miteinander verbunden sind und die durch einen ebenso schmalen Ablauf unterstromig an die Lahn angebunden sind. Dieser Altarm wurde in den 1930er Jahren mit autotypischen Sedimenten verfüllt (BEURER 1997, ICON INGENIEUR BÜRO, 2003: 7) und erst 1997 im Zuge einer ersten Renaturierung teilweise wiederhergestellt. Weitere Auengewässer in diesem Bereich existierten in großen Teilen bis in die 1960er Jahre hinein und wurden erst während der Bauarbeiten für die Bundesstraße B3a in den 1980er Jahren verfüllt (MELLES 2009: 17f.). Im Zuge der Renaturierung wurde zunächst der unterstromige Anschluss wiederhergestellt. In einem zweiten Schritt, der, welcher Ende 2005 umgesetzt wurde, erfolgte dann der oberstromige Anschluss, so dass der entstandene Seitenarm permanent durchströmt wird (Abb. 08-11).

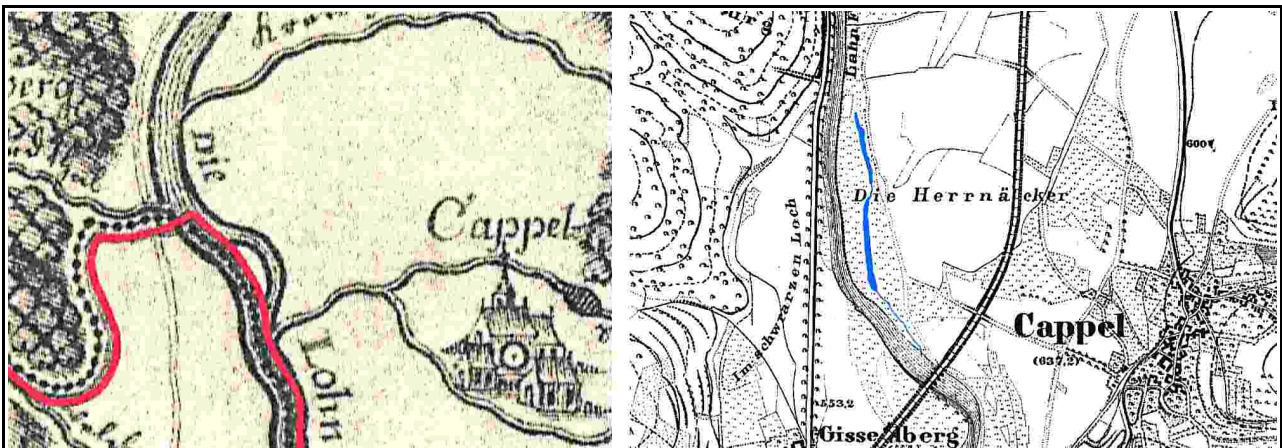


Abb. 08-10: Darstellung des Lahnverlaufs im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ auf historischen Karten (verändert nach HVBG (ohne Jahr – a & b)

Die Lahn unterliegt in diesem Bereich verschiedenen Beeinträchtigungen. Die gravierendste davon ist der Rückstau des ca. 1 km unterhalb gelegenen Steinmühlwehres, der dem Gewässer einen potamalen Charakter mit geringer Fließgeschwindigkeit und einer feinsubstratreichen Gewässersohle verleiht. Weitere Beeinträchtigungen sind das tief eingeschnittene Gewässerbett sowie eine mögliche stoffliche Belastung nicht nur durch diffuse Einträge aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen sondern auch aus dem Badestubenbach, der 400 m oberhalb des Untersuchungsgebietes in die Lahn mündet und bei Starkregenereignissen die städtische Kanalisation entlastet (ICON INGENIEUR BÜRO, 2003).

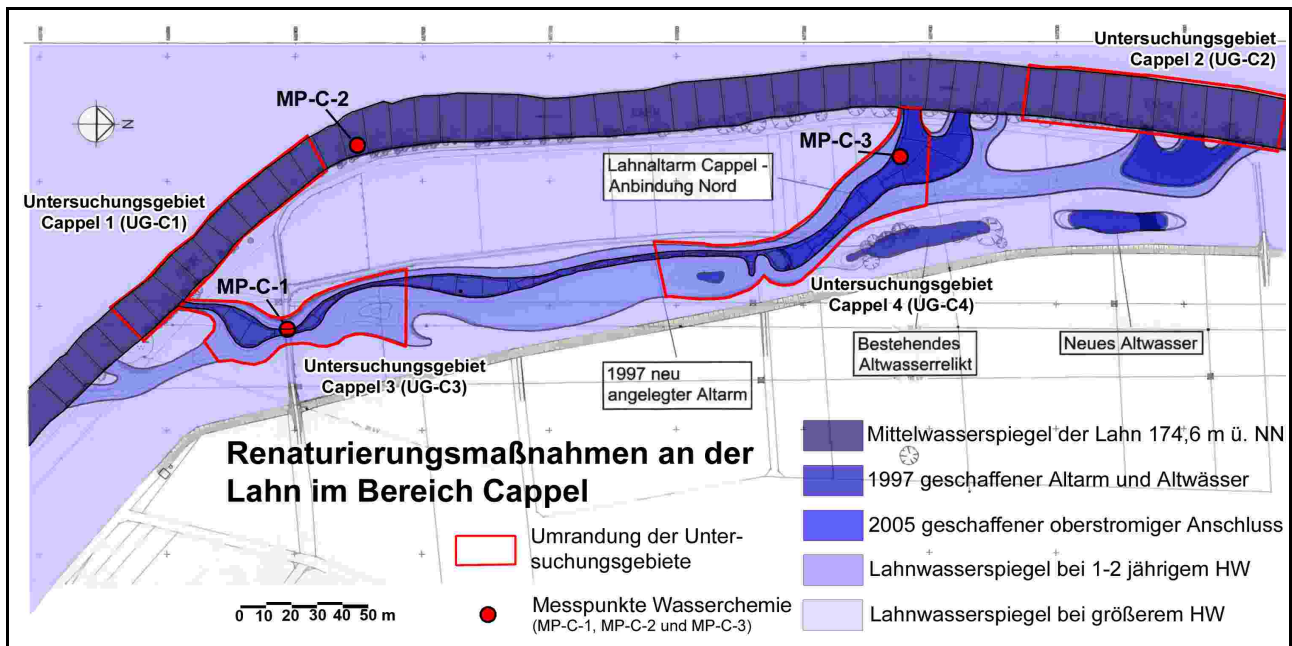


Abb. 08-11: Das Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ und die Lage der Untersuchungsabschnitte (eigene Darstellung, Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Die Lahn unterliegt in diesem Bereich verschiedenen Beeinträchtigungen. Die gravierendste davon ist der Rückstau des ca. 1 km unterhalb gelegenen Steinmühlwehres, der dem Gewässer einen potamalen Charakter mit geringer Fließgeschwindigkeit und einer feinsubstratreichen Gewässersohle verleiht. Weitere Beeinträchtigungen sind das tief eingeschnittene Gewässerbett sowie eine mögliche stoffliche Belastung nicht nur durch diffuse Einträge aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen sondern auch aus dem Badestubenbach, der 400 m oberhalb des Untersuchungsgebietes in die Lahn mündet und bei Starkregenereignissen die städtische Kanalisation entlastet (ICON INGENIEUR BÜRO, 2003).

Im Zuge der 1991 durchgeführten Biotopkartierung wurde der zu renaturierende Bereich als nicht hochwertig eingestuft. Lediglich die alten Ufergehölzen (*Salix fragilis* und *Alnus glutinosa* als einreihiger Galeriebestand) (Abb. 08-12) sowie ein kleinerer Totwasserkörper (mit Beständen von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinaceae*) und Wasserschwaden (*Glyceria maxima*)) (Abb. 08-13) wurden als „ökologisch hervorragend“ bewertet (ICON INGENIEUR BÜRO, 2003: 8 & 26; MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991: Karte 3, Blatt 4). Im Großteil der Auenbereiche wurden hingegen Ackerflächen und ruderale Mähwiesen frischer Standorte ausgewiesen, die als „ökologisch bedeutsam“ bzw. als „Entwicklungsreich“ gelten (MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991: Karte 1 & 3, Blatt 4).

Um diese Wertstrukturen zu stärken, wurde 1993 mit der Planung einer eigendynamischen Renaturierung begonnen, die schließlich 1997 realisiert werden konnte. Ziel dieser ersten Maßnahme war die Wiederherstellung eines typischen Auengewässers mit Verlandungsbereichen und der Abschnürung von Altarmen. Um dies zu gewährleisten wurde der neu geschaffene Seitenarm lediglich unterstromig an die Lahn angeschlossen. Die Planungen sahen auch einen oberstromigen Anschluss in Form einer Hochflutmulde vor, da jedoch in dem Altwasserrelikt ein landesweit bedeutsames Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Karausche gefunden wurde, wurde dieser Teil der Planung zunächst nicht umgesetzt (ICON INGENIEUR BÜRO, 2003: 8).



Abb. 08-12: Standorttypischer Gehölzsaum der Lahn im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ (M. Groll, 21.12.2006)



Abb. 08-13: Altwasser im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ (M. Groll, 01.02.2006)

In den Jahren nach der Renaturierung hat sich dieses Gebiet nachhaltig verändert. Auf den periodisch überfluteten Auenbereichen zu beiden Seiten des neu geschaffenen Altarms konnte sich ein dichter Bestand standorttypischer Gehölze entwickeln (Abb. 08-14) und in einer Jungfischuntersuchung aus dem Jahr 2000 wurden reproduktive Populationen der Krautlaicher Hecht und Schleie nachgewiesen (ICON INGENIEUR BÜRO, 2003: 9 & 25).

2005 wurde in einem zweiten Schritt der oberstromige Anschluss des Altarms in Form einer tiefen Rinne hergestellt. Das Altwasser wurde dabei nicht nur erhalten, sondern um ein zweites Standgewässer ergänzt. Weiterhin wurden zwei große Ufertaschen mit als

Laichhabitaten dienenden Stillwasserbereichen, eine Hochflutmulde sowie drei kleinere Inseln mit Steil- und Flachuferbereichen angelegt. Das Gelände zwischen den neu geschaffenen Wasserläufen sowie ein Korridor entlang des Seitenarms wurde teilweise abgetragen, um einerseits die Eintiefung der Lahn abzuschwächen und andererseits, um im Hochwasserfall als Hochflutmulde mehr Retentionsraum zur Verfügung zu stellen.



Abb. 08-14: Standorttypische Gehölze in dem 1997 renaturierten Abschnitt (M. Groll, 13.06.2006)



Abb. 08-15: Zustand des 2005 renaturierten Abschnitts Anfang 2006 (M. Groll, 01.02.2006)



Abb. 08-16: Zustand des 2005 renaturierten Abschnitts bei Niedrigwasser Mitte 2006 (M. Groll, 06.05.2006)



Abb. 08-17: Gehölzsukzession in dem 2005 renaturierten Abschnitt (M. Groll, 04.06.2008)

Der Oberboden der neuen Böschungen und der Hochflutmulde wurde abgeschoben und vereinzelt wurde Totholz im Uferbereich verankert (Abb. 08-15).

Auf den so entstandenen vegetationsfreien Flächen setzte eine rasche Sukzession ein, so dass nach wenigen Jahren auch hier ein geschlossener Gehölzbestand zu verzeichnen ist (Abb. 08-16 und 08-17).

Das Retentionspotenzial wurde durch die Maßnahmen insgesamt um 48.000 m³ erhöht (23.000 m³ Bodenaushub in 1997 und 25.000 m³ in 2005).

Die Renaturierungsmaßnahme kostete insgesamt 585.000 € (250.000 € für den ersten Bauabschnitt und 335.000 € für den zweiten Teil) und damit rund 530 € pro laufendem Gewässermeter (bzw. 1.100 € bei ausschließlicher Betrachtung des Hauptlaufs der Lahn). Die Kosten liegen somit über denen für die Maßnahme im Gebiet „Auf der Weide“ und im Mittelfeld der von SCHWEDER ET AL. (2003: 154) ermittelten Kosten.

9. Methodik

Die Komplexität der Fließgewässerökosysteme erfordert eine komplexe methodische Herangehensweise an die gewählte Fragestellung. Neben der räumlichen Gliederung in Wasserkörper, Uferbereich und Aue lässt sich das System auch in methodisch separat zu bearbeitende Komplexe unterteilen, die jedoch untereinander in enger Wechselwirkung stehen. Aus der Vielzahl der möglichen Komplexe und Parameter wurden im Rahmen dieser Arbeit vier Bereiche ausgewählt, die eng miteinander verzahnt sind (Abb. 09-01).

Grundlage aller weiteren Arbeiten war die Gewässerstrukturgütekartierung, welche eine erste Einschätzung der Untersuchungsgebiete lieferte und der Auswahl von Untersuchungsabschnitten diente. In diesen kleinräumigen Abschnitten wurde sodann eine detaillierte Kartierung der Gewässersohle unter Verwendung einer eigens entwickelten Methode sowie eine intensive Beprobung des Makrozoobenthos durchgeführt. Ein chemisch-physikalisches Messprogramm ergänzte die Untersuchungen.

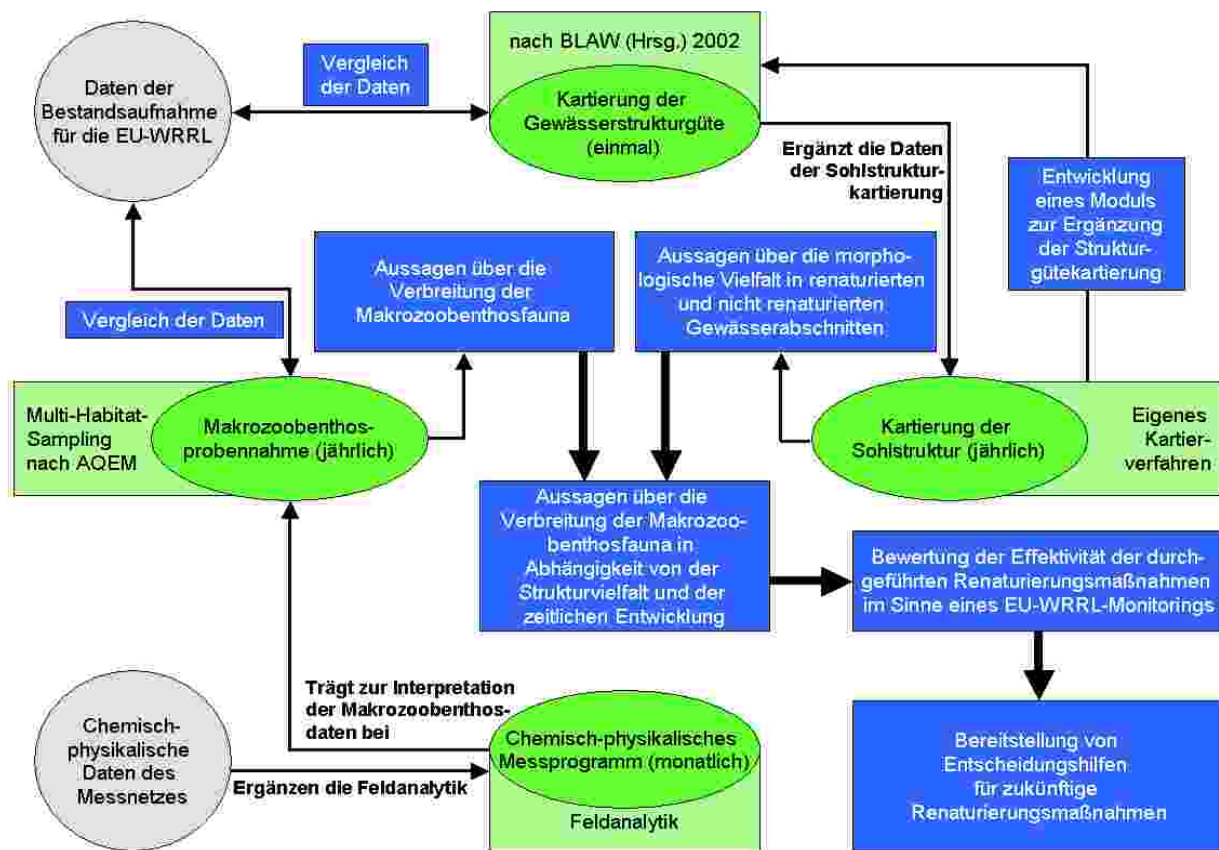


Abb. 09-01: Ablaufschema des Forschungsvorhabens mit den vier Methodenblöcken

9.1 Gewässerstrukturgütekartierung

In den Anfängen der Gewässeruntersuchungen des 20. Jahrhunderts wurde der strukturellen Güte der Fließgewässer nur wenig Beachtung geschenkt. Die Form, respektive der Gewässerlauf und die Ausgestaltung des Bettquerschnitts, hatte der Funktion zu folgen. Die Bedeutung der Morphologie für die aquatischen und semiaquatischen Lebensgemeinschaften und die chemisch-physikalische Wassergüte (Selbstreinigungseffekte) wurde unterbewertet. Nachdem jedoch durch Maßnahmen der Abwassersäuberung und Emissionsreduzierung die stofflichen Belastungen der Gewässer reduziert wurden, ohne dass eine ökologische Aufwertung der Fließgewässer in gleichem Maße erfolgte, traten die strukturellen Beeinträchtigungen stärker in das Blickfeld. Es wurde deutlich, dass die Gewässergüte das „Ergebnis aller anthropogenen Einflüsse auf die abiotischen und biotischen Faktoren“ ist (WEILAND 2004: 58) und sie nur dann weiter verbessert werden kann, wenn auch die Strukturgüte in diese Bestrebungen einbezogen wird.

Die Gewässerstruktur umfasst „alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam sowie für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind“ (LAWA (HRSRG.) 2000: 3). Dies beinhaltet demnach „alle morphologischen Elemente, die ein Gewässer kennzeichnen, wie Linienführung, Quer- und Längsprofil, Sohl- und Ufersubstrat, Geschiebe, Vegetation etc. sowie ihr funktionales Zusammenspiel“ (BLAW (HRSRG.) 2002: 2).

Neben den Strukturparametern (longitudinale, transversale und vertikale Konnektivität, Bettmorphologie, Ufer- und Auenvegetation), welche in Wert- und Schadstrukturparameter eingeteilt werden können, ist im besonderen Maße auch die zeitliche und räumliche Dynamik eines Fließgewässers (Geschieberegime, Strömungsverhältnisse, Überflutungsdynamik) Teil der Gewässerstrukturgüte (MUHAR 1996). RIECKEN ET AL. (1998) differenzieren hierbei zwei Arten von Dynamik. Zum Einen eine an Schäfer & Tischer angelehnte Definition, welche jegliche Form der Veränderung von Größen, Zuständen und Wechselbeziehungen bei Organismen, Populationen und Ökosystemen umfasst und somit einer kontinuierlichen Dynamik entspricht. Zum Anderen tritt Dynamik auch in Form von singulären Ereignissen (Uferabbrüche, extreme Hochwässer) auf, welche Pioniersituationen und damit verbundene ökologische Nischen schaffen. Für die vollständige Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers sind beide Formen der Dynamik von großer Bedeutung.

Die Gewässerstrukturgüte hat direkten Einfluss auf die biologische und chemisch-physikalische Qualität eines Fließgewässers. Ein strukturreiches, dynamisches Gewässer stellt eine Vielzahl unterschiedlicher (Mikro-)Strukturelemente wie Kolke, Schnellen, Kies- und Sandbänke, Totholz, Wurzelballen und Makrophytenpatches zur Verfügung, welche als Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten mit verschiedensten ökologischen Ansprüchen dienen können. Darüber hinaus wirkt sich die Gewässerstrukturgüte auch auf die chemisch-physikalische Wasserqualität aus. KAUK (1992: 13) führt Untersuchungen zum Selbstreinigungsverhalten von Modellgewässern an, die gezeigt haben, dass sich die Fließstrecke, welche für die Selbstreinigungsprozesse der Gewässer benötigt wird, durch eine technisch ausgebaute Gewässersohle und verbaute Ufer verdoppelt. Die Selbstreinigung profitiert von einer größeren Sohlbreite, der Sohlrauhigkeit und der damit verbundenen höheren Aufwuchsrate für Mikroorganismen in unveränderten Gewässern. Natürliche Abstürze, beispielsweise durch Totholzstauung, erhöhen den Sauerstoffgehalt und beschleunigen somit biologische Abbauprozesse, welche ebenfalls zur Selbstreinigung beitragen.

Die Gewässerstrukturgütekartierung ist demnach eine hochintegrative Methode, mit der sich auch einfache Aussagen zu biologischen und chemisch-physikalischen Bedingungen treffen lassen.

Ziel der Gewässerstrukturgütekartierung ist es, die Formen- und Prozessvielfalt eines Gewässers zu bestimmen und aus der Abweichung von einem Referenzzustand ein ökologisches Defizit zu ermitteln, aus welchem sich ein konkreter Handlungsbedarf ableiten lässt.

Da Fließgewässer in Abhängigkeit von der Wasserführung, dem Sohlgefälle und dem geologischen Untergrund (Fest- und Lockergestein) von Natur aus sehr unterschiedlich ausgestaltet sein können (HEINE 2001), müssen für die verschiedenen Gewässertypen eigene Referenzzustände verwendet werden. In Deutschland wurde die Erstellung dieser Leitbilder von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) vorgenommen und auf den potentiellen natürlichen Zustand, den das Gewässer ohne weitere Eingriffe durch den Menschen erreichen würde, bezogen (LAWA (HRSG.) 2000: 3, SANDIN ET AL. 2000: 19). Der Referenzzustand verlangt daher, unabhängig vom Fließgewässertyp, einen möglichst geringen anthropogenen Einfluss in Form von Landnutzung, Verbau und Hochwasserschutz. Weiterhin sollte die Klimaxvegetation erreicht sein, Totholz nicht entfernt werden, das Abflussregime und die Auen sollten natürlich erhalten sein, bedeutende Punkt- sowie diffuse Quellen für Schad- und Nährstoffe fehlen und die vorkommenden Arten indigener Natur sein (HERING ET AL. 2001: 4).

Im Folgenden sollen zwei in Deutschland gebräuchliche Methoden der Bestimmung der Gewässerstrukturgüte anhand fließgewässertypspezifischer Leitbilder vorgestellt werden, von denen eine im Rahmen dieses Forschungsvorhabens zur Anwendung kam.

9.1.1 Verfahren nach LAWA

Gemäß §1 des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes gilt es, Gewässer als Teil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Die Erfüllung dieser Vorgabe erfordert auch ein Bewertungsinstrument für die Gewässerstruktur, da „Wasserqualität und Gewässerstruktur [...] untrennbar miteinander verzahnt“ sind (LAWA (HRSG.) 2000: Vorwort). „Die Gewässerstrukturgütekartierung soll als allgemein verbindliche Bewertungsgrundlage bei der Gewässerrenaturierung, bei der Bewertung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen, aber auch bei der Bewertung von gewässerschädlichen Eingriffen verwendet werden“ (LAWA (HRSG.) 2000: 2). Das Verfahren verfolgt demnach zwei wesentliche Ziele: zum Einen die Erfassung und Bewertung des Ist-Zustandes der Gewässerstruktur. Zum Anderen dienen die Erfassungsergebnisse als Grundlage für die Erarbeitung eines Maßnahmenprogramms. Durch die wiederholte Bewertung kann die Strukturgütekartierung darüber hinaus auch als Überwachungsinstrument für den Erfolg der notwendigen Maßnahmen eingesetzt werden.

Die Ursprünge des Verfahrens reichen bis in die 80er Jahre des 20. Jahrhunderts zurück, als einzelne Strukturelemente wie Kiesbänke oder Uferabbrüche zur Bewertung der Lebensraumeignung von Fließgewässern herangezogen wurden. Im Laufe der 80er Jahre wurden mehrere Methoden auf verschiedenen Skalen entwickelt und 1993 veröffentlichte der LAWA-Arbeitskreis „Oberflächengewässer“ schließlich einen Verfahrensvorschlag, der auf den Arbeiten von OTTO (1991) und OTTO & BRAUKMANN (1983) basierte und letztlich in der Gewässerstrukturgütekartierung mündete (GESKE ET AL. 1997: 7).

Die Bewertung gemäß LAWA ist für kleine und mittelgroße Fließgewässer bis zu 10 m Breite konzipiert und kann mittels zweier Verfahren erfolgen. Einerseits werden auf Basis gewässerkundlicher Daten (Kartenmaterial, Luftbilder, Pegeldata) landes- und bundes-

weite Übersichtskarten erstellt (Übersichtsverfahren). Andererseits erfolgt eine Datenerhebung mittels standardisiertem Fragebogen (Vor-Ort-Verfahren). Die Grenzen des Verfahrens werden bei stark anthropogen überprägten Gewässern erreicht (Verrohrungen über lange Strecken oder gänzlich künstliche Gewässer wie Abwasserkanäle), für welche die Gewässerstrukturgüte nicht bestimmt werden kann.

Problematisch ist ebenfalls die Bewertung von Quellbereichen, da diese nicht über die hydrologischen Voraussetzungen zur Schaffung von Strukturen verfügen, die mit den gängigen Verfahren erfasst werden können (REISS & OPP 2004).

Bei der Erfassung vor Ort werden zuerst anhand objektiv nachvollziehbarer Merkmale 25 Einzelparameter (für die indexgestützte Bewertung) oder 14 funktionale Einheiten (für die Bewertung anhand funktionaler Einheiten) erhoben. Die Einzelparameter sind nach Indikatoreigenschaften gruppiert „und den 6 Hauptparametern Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld zugeordnet“ (Tab. 09-01) (LAWA (HRSG.) 2000: 3). Die Hauptparameter können den Bereichen Sohle, Ufer und Land zugeteilt werden. Damit werden alle drei Fließgewässerkompartimente (aquatisch, amphibisch und terrestrisch) berücksichtigt (SCHNAUFER & GRUNEWALD 2001).

Die Bewertung der Gewässerstrukturgüte erfolgt parallel durch eine Indizierung der Einzelparameter sowie durch die Betrachtung funktionaler Einheiten auf Ebene der Hauptparameter. Die Ergebnisse beider Bewertungen werden anschließend vergleichend zusammengefasst. Bei einer Abweichung von mehr als einer Klasse muss die Bewertung begründet werden und die Leitbildbeschreibung ist eventuell zu überarbeiten.

In beiden Fällen erfolgt die Einordnung der Ergebnisse in Abhängigkeit des naturraumspezifischen Leitbildes, die Bewertung anhand funktioneller Einheiten wird jedoch ausschließlich subjektiv durch den Bearbeiter durchgeführt. Die rein arithmetische Ermittlung der Hauptparameter ermöglicht zudem keine Gewichtung der Parameter nach ihrer ökologischen Bedeutung.

Die Ergebnisse der Bewertung werden in einer siebenstufigen Skala (im Zuge der EU-WRRL erfolgt eine Umstellung auf eine fünfstufige Skala) und in der Gewässerstrukturgütekarte farblich dargestellt. Die Strukturgütekategorie 1 wird hierbei nur für Gewässer vergeben, „die keine oder allenfalls sehr geringe Veränderungen hinsichtlich ihrer natürlichen Struktur und Dynamik aufweisen“ (LAWA (HRSG.) 2000: 8).

Die Gewässerstrukturgüte gemäß LAWA erscheint durch die parallele Anwendung eines subjektiven und eines objektiven Instrumentariums sowie den anschließenden Vergleich nicht nur langwierig und umständlich. Für die Bewertung anhand funktionaler Einheiten ist auch ein großer Erfahrungsschatz notwendig. Die Ergebnisse unterscheiden sich daher leicht von Bearbeiter zu Bearbeiter, so dass eine Vergleichbarkeit der Daten nur schwer gegeben ist.

Tab. 09-01: Übersicht über die Parameter und Aggregationsebenen des LAWA-Verfahrens (LAWA (H_{RSG.}) 2000:9 Tab.2)

	Bereich	Hauptparameter	Funktionale Einheit	Einzelparameter
Gesamtbewertung	Sohle	Laufentwicklung	Krümmung	Laufkrümmung, Längsbänke, besondere Laufstrukturen
			Beweglichkeit	Krümmungserosion, Profiltiefe, Uferverbau
		Längsprofil	Natürliche Längsprofilelemente	Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz
			Anthropogene Wanderbarrieren	Querbauwerke, Verrohrungen, Durchlässe, Rückstau
		Sohlenstruktur	Art und Verteilung der Substrate	Substrattyp, Substratdiversität, besondere Sohlenstrukturen
			Sohlverbau	Sohlverbau
	Ufer	Querprofil	Profiltiefe	Profiltiefe
			Breitenentwicklung	Breitenerosion, Breitenvarianz
			Profilform	Profiltyp
		Uferstruktur	Naturraumtypische Ausprägung	Besondere Uferstrukturen
			Naturraumtypischer Bewuchs	Uferbewuchs
			Uferverbau	Uferverbau
	Land	Gewässerumfeld	Gewässerrandstreifen	Gewässerrandstreifen
			Vorland	Flächennutzung, sonstige Umfeldstrukturen

9.1.2 Verfahren nach BLAW

Bei dem „Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLAW (H_{RSG.}) 2002) handelt es sich um eine Weiterentwicklung des gleichnamigen Verfahrens von Wagner (1995), welches an das Instrumentarium der LAWA angepasst wurde.

Das „Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur“ dient als Vor-Ort-Verfahren (vergleichbar der indexgestützten Bewertung gemäß LAWA). Es kann jedoch auch in kleineren Maßstäben angewendet werden, so dass für die Gewässerentwicklungsplanung nicht zwei Instrumente verwendet werden müssen.

Darüber hinaus entfällt eine subjektive Bewertung der Strukturgüte anhand funktioneller Einheiten, so dass das vorliegende Verfahren mit einer einzigen, standardisierten Methodik auf allen Ebenen anwendbar ist und vergleichbarere Daten liefert.

Das Leitbild der Bewertung ist der potenziell natürliche Zustand, welcher durch eine starke Dynamik geprägt ist. „Der Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Eigendynamik des Systems stellt das übergeordnete Ziel dar“ (BLAW (H_{RSG.}) 2002: 9) Die Längs- und Querdurchgängigkeit, eine naturgemäße Dynamik des Gewässerbettes und der Aue sowie die Einheit dieser beiden Kompartimente sind Teilziele des Verfahrens.

Abbildung 09-02 gibt einen Überblick über den Aufbau des Verfahrens.

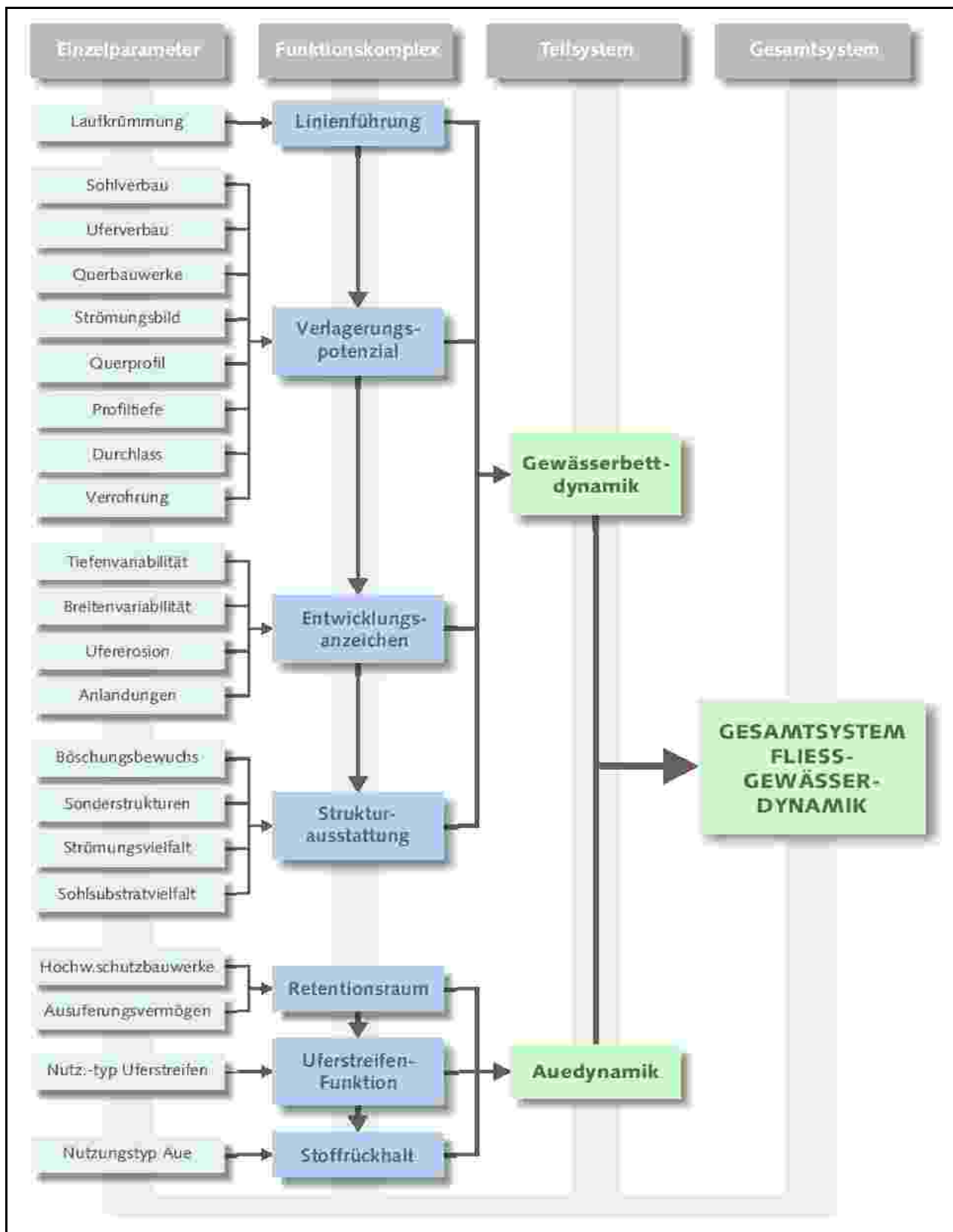


Abb. 09-02: Aufbau des BLAW-Verfahrens (BLAW (HRS-G.) 2002: 12)

Aufgrund der engen Orientierung an dem Verfahren der LAWA ist der Anwendungsbereich in ganz ähnlicher Weise definiert. Stark anthropogen überprägte und künstliche Gewässer (Gräben und Kanäle) können nicht erfasst werden.

Das Verfahren ist gekennzeichnet durch:

1. Ein transparentes, standardisiertes Erhebungsverfahren.
2. Die Berücksichtigung morphologisch-funktionaler sowie naturraum- und gewässerspezifischer Zusammenhänge durch die Verwendung von 26 Einzelparametern (Abb. 09-02).
3. Diese Parameter sind bewertungs- und planungsrelevant; sie liefern Aussagen, die eine Beurteilung der Abweichung vom potentiell natürlichen Zustand des Gewässers erlauben. Für jeden Parameter wurden gewässertypspezifische Schwellenwerte festgelegt, so dass die Bewertung in Abhängigkeit des Referenzzustandes durchgeführt wird.
4. Die Einzelparameter sind Teil einer Kriterienhierarchie und werden, je nach ihrer Bedeutung, unterschiedlich stark gewichtet. Hochintegrative Parameter (wie z.B. die Laufkrümmung) fließen stärker in die Bewertung ein als Parameter geringerer Aussagekraft (Abb. 09-03).
5. Die Selbstregulierungsfähigkeit wird als grundlegende Charakteristik naturnaher Fließgewässer angesehen. Sie ist daher ein entscheidender Teil der Bewertung. Als naturnah gelten Fließgewässer, „wenn sie keiner Fremdsteuerung unterliegen, sondern ihre Entwicklung von ihrer eigenen Dynamik geprägt ist.“ (BLAW (H_{RS}G.) 2002: 9)
6. Das Verfahren unterscheidet die Teilsysteme Gewässerbettdynamik und Auendynamik. Die Gewässerbettdynamik wiederum setzt sich aus den Teilbereichen Linienführung, Verlagerungspotential, Entwicklungsanzeichen und Strukturausstattung zusammen.
7. Für jeden dieser Teilbereiche wird eine eigene Bewertung durchgeführt. Diese können anschließend zu einer gewichteten Gesamtbewertung integriert werden.
8. Bei der Integration der Ergebnisse kommt das Minimumprinzip zum Tragen: Die Funktionsfähigkeit des Systems Fließgewässer hängt von gewissen Mindeststandards ab und die mangelhafte Qualität eines Parameters kann nicht durch eine sehr hohe Qualität eines anderen Parameters ausgeglichen werden.
9. Durch die Transparenz dieser mehrstufigen gewichteten Integration ist die Bewertung an jedem Punkt nachvollziehbar und reproduzierbar.
10. Die einzelnen Bewertungsstufen (1-7) sind inhaltlich definiert. Sie sind nicht das Ergebnis rechnerischer Skalierung sondern repräsentieren unterschiedliche Qualitätszustände der Gewässerstruktur.

Die Bewertungsstufen lauten:

- 1 – (anthropogen) unveränderte Gewässerstrukturgüte
- 2 – gering veränderte Gewässerstrukturgüte
- 3 – mäßig veränderte Gewässerstrukturgüte
- 4 – deutlich veränderte Gewässerstrukturgüte
- 5 – stark veränderte Gewässerstrukturgüte
- 6 – sehr stark veränderte Gewässerstrukturgüte
- 7 – vollständig veränderte Gewässerstrukturgüte

11. Aus der Bewertung kann der Handlungsbedarf für eine (eigendynamische) Gewässerentwicklung abgeleitet werden.

(BLAW (H_{RS}G.) 2002: 8f.)

Linienführung	1															
Verlagerungspotenzial	1			3			5			7						
Entwicklungsanzeichen	1	3-5	7	1	3-5	7	1	3-5	7	1-4	5-7					
Strukturausstattung	1-7	1-7	1-7	1-7	1-7	1	4-7	1-7	1	4-7	1-4	7	1	4-7	1-4	7
Gewässerbettdynamik	1	2	3	2	3	3	4	3	3	4	4	5	3	4	4	5

Linienführung	3														
Verlagerungspotenzial	1			3			5			7					
Entwicklungsanzeichen	1	3-5	7	1-3	4-7	1-3	4-7	1	3-7						
Strukturausstattung	1-7	1-7	1	4-7	1-7	1	4-7	1	4-7	1-4	7	1	4-7	1-4	7
Gewässerbettdynamik	2	3	3	4	3	3	4	3	4	4	5	3	4	4	5

Linienführung	5													
Verlagerungspotenzial	1-3			5			7							
Entwicklungsanzeichen	1	3-7	1-5	7	1-4	5	7							
Strukturausstattung	1	4-7	1-4	7	1-4	7	1	4-7	1	4-7	1	4-7		
Gewässerbettdynamik	3	4	4	5	4	5	5	6	4	5	5	6	6	7

Strukturklasse	1	2	3	4	5	6	7
Bedeutung	unverändert	gering verändert	mäßig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	extrem verändert

Abb. 09-03: Das Bewertungsschema am Beispiel der Gewässerbettdynamik (BLAW (Hrsg.) 2002: 91)

9.1.3 Abgewandeltes Kartiervverfahren

Für mikromorphologische Untersuchungen, wie sie im Rahmen dieses Forschungsvorhabens durchgeführt wurden, ist die Einteilung des Wasserlaufs in 100 m-Abschnitte zu grob, um aus den Kartiерergebnissen auf die tatsächliche Gewässerbettmorphologie schließen zu können. Daher wurde die Kartieranleitung des bayerischen Landesamtes insofern abgeändert, dass die Abschnittslänge auf 10 m reduziert wurde. Lediglich bei Parametern, die über eine größere Lauflänge integrieren (vor allem die Linienführung), wurde ein entsprechend größerer Bereich betrachtet. Die auf diese Weise gewonnenen Daten sind nur bedingt mit denen der offiziellen Gewässerstrukturgütekartierung des Landes Hessen vergleichbar, aber sie ermöglichen eine sehr genaue Verortung von Bereichen mit charakteristischen strukturellen Merkmalen.

Die 10 m-Abschnitte wurden überdies auch für die Morphologiekartierung (siehe Kapitel 9.2) beibehalten, so dass eine direkte Evaluation der Kartiерergebnisse möglich wurde.

9.2 TRiSHa-Sohlstrukturkartierung

Die Gewässerstrukturgüte ist ein einfaches Instrument für eine erste Einschätzung der Morphologie eines Fließgewässers und liefert in der großflächigen Anwendung (zum Beispiel auf Ebene administrativer Einheiten oder in ganzen Flussgebieten) unverzichtbare Ergebnisse. Für die detaillierte Untersuchung kurzer Gewässerabschnitte sind die verschiedenen Verfahren zur Kartierung der Gewässerstrukturgüte hingegen ungeeignet. Kleinräumig veränderliche Parameter, wie die Gewassertiefe oder die Substratverteilung, werden über größere Strecken integriert, Sonderstrukturen, wie Makrophyten oder Totholz, nur halbquantitativ erfasst und kaum räumlich verortet. Bei Fließgewässern mit großer Schwebstofffracht oder größerer Breite sind die Möglichkeiten, vom Ufer aus exakte Informationen über die Beschaffenheit des Gewässerbettes gewinnen zu können, stark eingeschränkt. Da diese Informationen jedoch essentiell für alle weiterführenden ökologischen und vor allem faunistischen Arbeiten sind, wird ein weiteres Verfahren benötigt, welches die Defizite der Gewässerstrukturgütekartierung ausgleichen kann. Das Verfahren muss folgenden drei Ansprüchen gerecht werden:

- Fokussierung auf die Ebene der Mikrohabitate (siehe NEHRING & ALBRECHT 2000): nicht ganze Fließgewässerabschnitte sondern morphologische Kleinstrukturen wie Kolke, Uferabbrüche oder Kiesbänke und deren Strukturkomponenten sollen im Vordergrund der Untersuchungen stehen, da sie die Lebensräume für die Arten des Makrozoobenthos darstellen.
- Kartierung der Morphologie direkt vor Ort, also im Gewässerbett, da Betrachtungen vom Ufer aus die benötigte Detailliertheit nicht bieten können.
- Erfassung der Morphologie mit einem Mindestmaß an Abstraktion, da durch eine Generalisierung schon während des Kartierprozesses Informationen verloren gehen, die im Nachhinein nicht rekonstruiert werden können. Vorteilhafter ist es, die Verhältnisse im Gewässer so exakt wie möglich aufzunehmen und die Ergebnisse gegebenenfalls später zu generalisieren.

Für die Erfassung der mikromorphologischen Strukturen in Gewässern existieren bislang kaum geeignete Verfahren. Ein möglicher Ansatz verwendet Photographien der Gewässersohle, aus denen unter Anwendung gängiger Mustererkennungsalgorithmen aus der Fernerkundung Informationen über die Zusammensetzung der Gewässersohle gewonnen werden können (z.B. BOYERO 2003). In Gewässern größerer Tiefe und/oder höherer Schwebstofffracht stoßen diese optischen Verfahren jedoch an ihre Grenzen, so dass sie an der Lahn nicht einsetzbar waren. Ein weiterer Ansatz, der in der limnologischen Forschung seit einigen Jahren Anwendung findet, ist das im Rahmen des EUROLIMPACS-Projekt entwickelte Kartierverfahren (GUTZEIT ET AL. 2006). In ähnlicher Form wurde die Methode auch von SUNDERMANN ET AL. (2009: 6ff.) eingesetzt. Personell eng mit den Entwicklungen der neuen Standardmethodik für die Erfassung und Bewertung des Makrozoobenthos (AQEM/PERLODES) verbunden, erhebt der EUROLIMPACS-Ansatz den Anspruch, die Mikrostrukturen der Gewässersohle hochauflösend und realitätsgetreu zu erfassen und Grundlagen für anschließende Makrozoobenthosuntersuchungen zu liefern. Um dies zu erreichen, werden im Abstand von 10 m Transekte quer zur Fließrichtung durch das Gewässer gelegt. Entlang jedes Transektes werden 20 Kartierflächen von 25 cm x 25 cm über den Gewässerquerschnitt verteilt und für jede dieser Flächen das dominierende Substrat, die Wassertiefe und die Strömungsgeschwindigkeit erfasst. Diese Methode ist aus mehreren Gründen problematisch:

- Durch den hohen Abstand zwischen den Transekten und die sehr kleinen Messflächen wird nur ein sehr geringer Anteil der Gewässersohle erfasst. In einer theoretischen Beispielrechnung (Abschnittslänge 200 m, Gewässerbreite 15 m) berücksichtigte die EUROLIMPACS-Methode nur 0,83% der Gewässersohle. Vor allem in Gewässern mit hochdiverser Sohlstruktur können auf diese Weise keine repräsentativen Daten erhoben werden (vgl. Abb. 09-05 in Kapitel 9.2.1).
- Die fest vorgegebene Zahl von 20 Messflächen pro Transekt führt bei Gewässern mit variabler Gewässerbreite zu einer Stauchung und Streckung des Abstands der Messflächen und damit zu einer Verzerrung der Ergebnisstatistik. Die realen Flächenanteile der verschiedenen Gewässerbettstrukturen können so nicht abgebildet werden.
- Und schließlich erscheint die Aufnahme lediglich des dominierenden Substrates pro Messfläche kaum geeignet, die Heterogenität, das Neben- und Übereinander verschiedener Korngrößen und Substrattypen angemessen zu erfassen.

Da diese Methode den gestellten Ansprüchen nicht vollständig gerecht wird, wurde mit TRiSHa – Typology of Riverbed Structures and Habitats – ein neues Instrument entwickelt, welches an die Anforderungen des Forschungsvorhabens optimal angepasst ist, sich aber auch für zahlreiche andere Fragestellungen (z.B. für ein rein morphologisches Monitoring oder für Untersuchungen der zeitlichen Gewässersohldynamik und der damit verbundenen Stoffflüsse) eignet.

9.2.1 Kartieranleitung

Untersuchungsgegenstand des Kartierverfahrens sind Flächen von je einem Quadratmeter, die mittels zahlreicher Transekte über den Gewässerquerschnitt verteilt werden. Dabei soll der Abstand sowohl zwischen den Flächen des gleichen Transektes als auch zwischen den benachbarten Transekten konstant sein, so dass ein regelmäßiges Raster entsteht (Abb. 09-04). Für größere Fließgewässer bietet sich ein Abstand von 3 bis 5 m zwischen den Flächen an, da so einerseits ein vergleichsweise großer Teil des Gewässerbetts bei der Kartierung berücksichtigt wird und andererseits der zeitliche Aufwand der Kartierung überschaubar bleibt. Für Untersuchungen, die Informationen in größerer Dichte benötigen, ist auch eine Reduzierung des Abstandes zwischen den Flächen möglich. Die ideale Größe der Messflächen und der Abstand zwischen den einzelnen Transekten in Abhängigkeit von der Gewässerbreite lässt sich nach folgender Tabelle bestimmen (Tab. 09-02).

Tab. 09-02: Ableitung der Messflächengröße und des Transektabstands aus der Gewässerbreite

Gewässerbreite	0,5m	1,0m	2,0m	5,0m	10,0m	15,0m	20,0m
Größe der Messflächen	1/16m ²	1/16m ²	1/4m ²	1/2m ²	1m ²	1m ²	1m ²
Kantenlänge der Messflächen	0,25m	0,25m	0,5m	0,7m	1m	1m	1m
Abstand zwischen den Transekten	1m	2m	2m	3m	4m	5m	5m

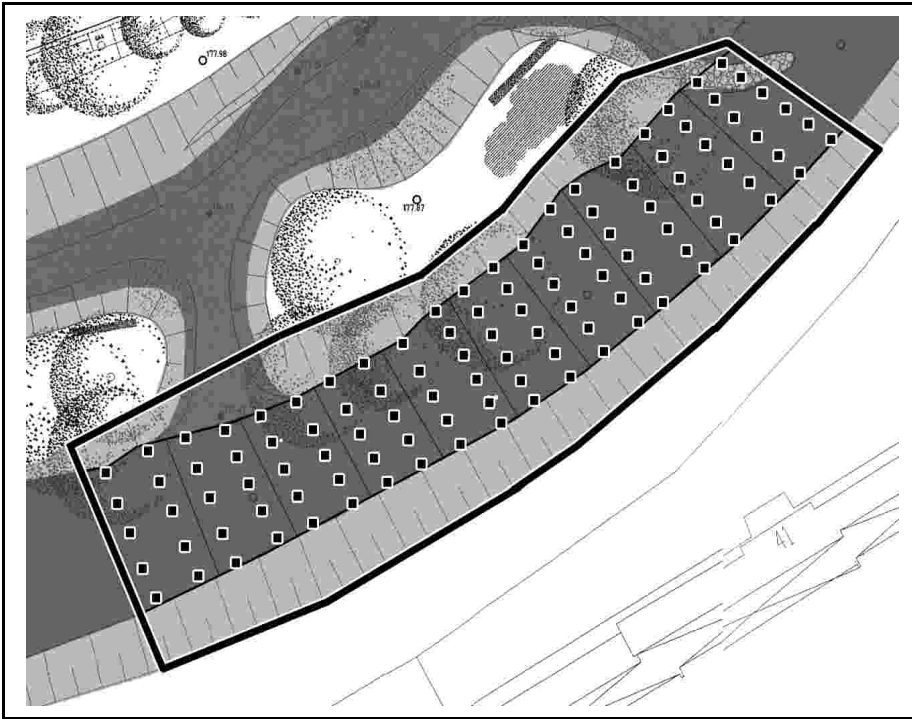


Abb. 09-04: Verteilung der Messpunkte in einem 100 m-Abschnitt (eigene Darstellung, Kartengrundlage: ICON Ing.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Auf diese Weise werden bei der Kartierung in größeren Fließgewässern etwa 10% der Sohle erfasst (9,3% bei einer Gewässerbreite von 15 m). In kleineren Flüssen und Bächen kann der Anteil bis auf 25% ansteigen. Dies ist mehr als das 10fache dessen, was das EUROLIMPACS-Verfahren leistet. Dadurch wird gewährleistet, dass die Gewässersohle deutlich repräsentativer erfasst wird und auch kleinräumige Strukturen eher berücksichtigt werden können (Abb. 09-05).

In dem hier vorgestellten Forschungsvorhaben wurde zusätzlich zu der Verteilung von Messflächen mittels Transekten die Unterteilung der Untersuchungsgebiete in 10m-Abschnitte von der angepassten Gewässerstrukturgütekartierung übernommen. In jedem dieser Abschnitte liegen zwei Transekte mit insgesamt – je nach Gewässerbreite – 6 bis 12 Messflächen. Durch diese genaue Zuordnung der Detailuntersuchungsflächen zu den Abschnitten der viel stärker generalisierten Strukturgütekartierung ist es zum Einen möglich, die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung direkt zu überprüfen und Aussagen über die Verlässlichkeit dieses Instrumentes zu treffen. Zum Anderen kann über diese räumliche Schnittstelle die Anpassung der Strukturgütekartierung und die Entwicklung eines optionalen Moduls für die genauere Erfassung der Gewässerbettmorphologie erfolgen.

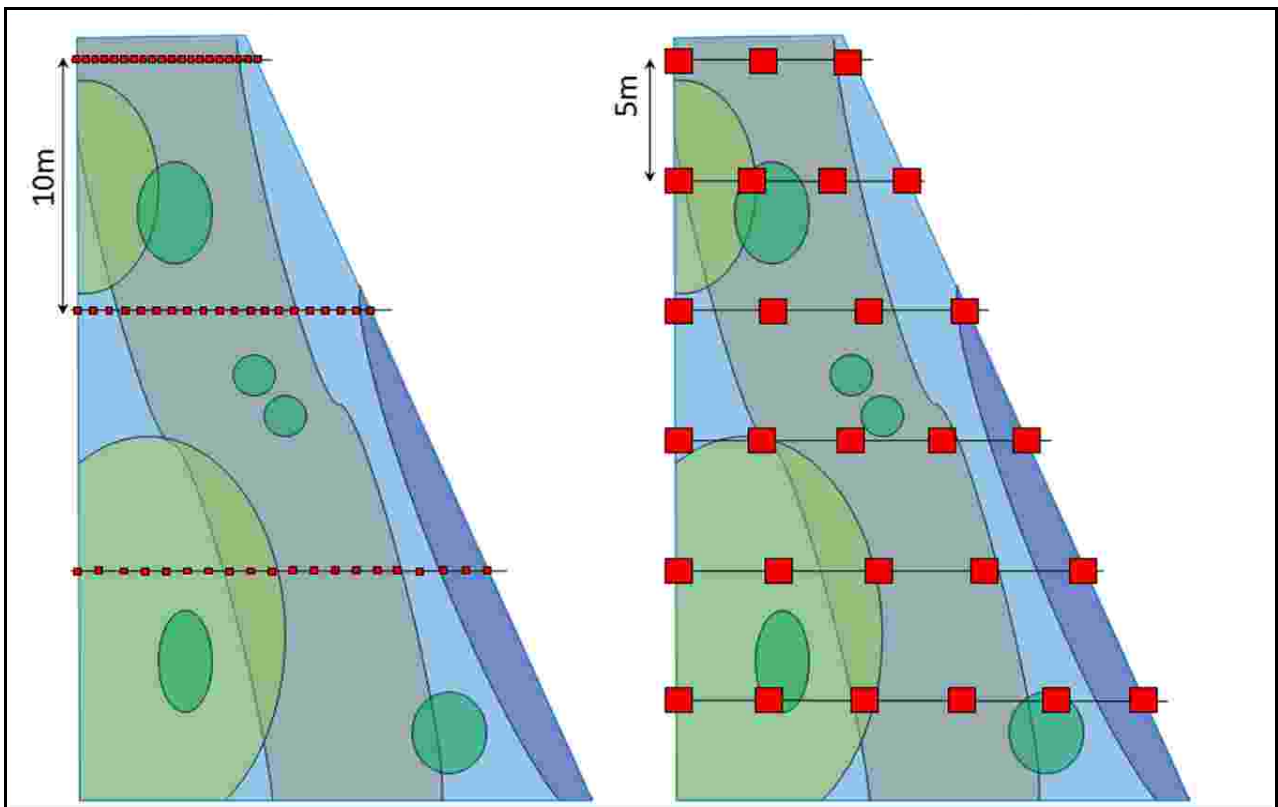


Abb. 09-05: Vergleich der Abdeckung eines fiktiven Gewässerabschnitts mit der EURO-LIMPACS-Methode (links) und dem TRiSha-Verfahren (rechts)

Die Durchführung der Kartierung erfolgt mit Hilfe eines einfachen Kartierbogens (Tab. 09-03), in dem jeder Messfläche eine Zeile zugewiesen wird und in den neben allgemeinen Angaben zu dem untersuchten Gewässerabschnitt folgende Daten eingetragen werden:

1. die Verteilung der organischen und anorganischen Sohlsubstrate;
2. die Verteilung zusätzlicher Strukturen wie Makrophyten, Totholz oder Detritus;
3. die mittlere Wassertiefe in der betrachteten Fläche;
4. die abgeschätzte Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche.

Den Informationen über die Substratverteilung kommt hierbei die größte Bedeutung bei. Abweichend von anderen Verfahren zur Kartierung des Sohlsubstrats werden hier nicht nur das vorherrschende Substrat (GUTZEIT ET AL. 2006), sondern alle in der Messfläche vorkommenden Substrattypen mit ihren Deckungsgraden aufgenommen. Diese Vorgehensweise kommt den realen Substratverhältnissen in einem Fließgewässer viel näher als die Annahme, die Gewässersohle wäre über kleinere oder größere Bereiche hinweg aus nur einem Substrattyp aufgebaut (vgl. LAWA (H_{RS}G.) 2000).

Tab. 09-03: Aufbau des TRiSHa-Kartierbogens

Untersuchungsgebiet:		Abschnitt:		Datum:																	
	Sohlsedimente (100% Deckung)						Zusätzliche Gewässerbettstrukturen (mehr als 100% Deckung möglich)						Wasserführung								
Transekte & Kartierpunkte	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-2 cm)	Psammal (Sand, 0,063-2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm (Sand, Schluff & Ton)	Schlamm (organisch & anorganisch)	Technolithal (Steinschüttung, Blocksatz, Pflaster etc.)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen (z.B. Wurzeln)	Mittlere Wassertiefe (in dm)	Strömungsgeschwindigkeit (in 5 Klassen)
T1-P01																					
T1-P02																					
T1-P03																					
T1-P04																					
T1-P05																					

Um eine Klassifizierung und Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, werden die Deckungsgrade in vier Klassen angegeben:

- nicht vorhanden (keine Eintragung);
- mit weniger als 25% an der Sohle der Messfläche beteiligt (Eintrag: 3);
- zu 25-50% an der Sohlstruktur beteiligt (Eintrag: 2);
- zu 50% oder mehr für den Aufbau des Sohlsubstrates verantwortlich (Eintrag: 1).

Dabei ist zu beachten, dass für die Sohlsubstrate in der Summe nicht mehr als 100% Deckung erreicht werden können. Für die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen hingegen, welche die Sohle überdecken (z.B. CPOM (grobpartikuläres organisches Material – coarse particulate organic matter), FPOM (feinpartikuläres organisches Material – fine particulate organic matter), Xylal (Totholz), Algen und Makrophyten), können in der Summe mehr als 100% vergeben werden, da diese in der Wassersäule, welche über der Messfläche steht, in mehreren Schichten vorhanden sein können.

Die Wassertiefe wird in Dezimetern angegeben. Für ihre Ermittlung eignet sich eine einfache Messstange. Ist eine Wiederholung der Kartierung zu einem späteren Zeitpunkt oder an einem anderen Gewässerabschnitt geplant, sollte darauf geachtet werden, dass die Kartierungen bei annähernd gleichen Wasserständen stattfinden, da sonst keine Vergleichbarkeit der Daten gegeben ist.

Die Strömungsgeschwindigkeit wird hier nur grob mittels Verdriftungsversuchen ermittelt. Da in relativ kurzer Zeit eine große Zahl von Messflächen kartiert werden muss, sind genauere Verfahren zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit kaum praktikabel. Auch auf die Bestimmung der Sohlschubspannung und der Strömungsgeschwindigkeit dicht über dem Gewässergrund wurde, obwohl diese Werte für die am und im Gewässerbett lebenden Organismen von größerer Wichtigkeit als das Strömungsverhalten an der Wasseroberfläche sind, aus logistischen und zeitlichen Gründen verzichtet.

Die Ergebnisse wurden auch hier klassifiziert, um eine statistische Auswertung zu erleichtern. Die Klassengröße beträgt jeweils 0,5 m/s (0-0,5 m/s; 0,5-1,0 m/s; 1,0-1,5 m/s; 1,5-2,0 m/s und mehr als 2,0 m/s). Sie kann jedoch an die Verhältnisse des Untersuchungsgewässers angepasst werden.

Tabelle 09-04 zeigt ein Beispiel eines ausgefüllten Kartierbogens. Wie zu erkennen ist, lassen sich bereits auf dieser Ebene der Datendarstellung gewisse Muster ableiten, die einen Gewässerabschnitt charakterisieren können. Dargestellt ist ein Transekt eines fiktiven Beispielflusses, welches in einer Biegung liegt. Der Punkt P01 stellt ein ausgebautes Prallufer dar, während der gegenüberliegende Punkt P05 im Gleituferbereich liegt und strömungsbedingt durch feinere Substrate gekennzeichnet ist.

Für weitergehende Untersuchungen jedoch – wie zum Beispiel eine Beprobung des Makrozoobenthos – muss die große Zahl an strukturellen Einzeldaten in eine überschaubare Anzahl von Habitattypen überführt werden.

Tab. 09-04: Beispiel eines ausgefüllten Kartierbogens

Untersuchungsgebiet:		Beispielgebiet		Abschnitt:		01		Datum:					
Transekte & Kartierpunkte		Sohlsedimente (100% Deckung)							Zusätzliche Gewässerbettstrukturen (mehr als 100% Deckung möglich)			Wasserführung	
T1-P01				3	3	3							
T1-P02		3	2	2	3							6	3
T1-P03	3	2	2	3				2	3			4	3
T1-P04		3	3	2	2	3						2	2
T1-P05				3	3	1				2	3	2	1

9.2.2 Habitattypologie

Das Makrozoobenthos wird schon seit Jahrzehnten intensiv untersucht und ist eine wichtige Qualitätskomponente der EU-WRRL. Für die standardisierte Durchführung regelmäßiger Beprobungen im Sinne des Monitorings wurde in Deutschland das PERLODES-Verfahren entwickelt, welches alle Arbeitsschritte von der Auswahl der Probenahmestelle bis hin zur rechnergestützten Interpretation der Ergebnisse vorschreibt (MEIER ET AL. 2006b). Für die Gewässerüberwachung, wie sie von den Behörden durchgeführt wird, stellt dieses Verfahren einen geeigneten Kompromiss zwischen fachlichen Notwendigkeiten und temporär-monetären Beschränkungen dar.

Für Untersuchungen mit komplexeren Fragestellungen aus den Bereichen Gewässerstruktur und Besiedlung ist der Arbeitsschritt der Probennahme des PERLODES-Verfahrens jedoch zu ungenau, um verlässliche Ergebnisse zu liefern, da hier nach einer Begehung des Untersuchungsabschnittes vom Ufer aus die Verteilung der Substrattypen lediglich in 5%-Schritten abgeschätzt wird (MEIER ET AL. 2006b: 9ff.). Dabei wird weder auf die Verzahnung verschiedener Korngrößen (z.B. Kies und Sand) noch auf die eingeschränkte Aussagekraft aller Festlegungen, die vom Ufer aus getroffen werden, eingegangen. So entsteht eine stark generalisierte und stellenweise falsche oder unvollständige Karte der Habitatverteilung, die als Grundlage einer intensiven Makrozoobenthosbeprobung ungeeignet ist.

Aus diesem Grund wurde, basierend auf den Ergebnissen der Sohlstrukturkartierung, eine eigenständige Habitattypologie entwickelt, welche wiederum der Auswahl der Beprobungsstellen für die faunistischen Untersuchungen dient.

Weitere Einsatzmöglichkeiten sind:

- Diversitätsuntersuchungen (Habitatvielfalt);
- Erstellen spezieller Habitatkarten;
- Ausweisung besonders seltener/schützenswerter Habitattypen (analog zu den Biotypen);
- Verfolgung dynamischer Prozesse (Habitatveränderungen z.B. durch Hochwasserereignisse oder Verlandungsprozesse).

Die hier vorgestellte Typologie ist streng induktiv, das heißt, alle enthaltenen Typen wurden aufgrund ihres realen Vorkommens in den untersuchten Gewässerabschnitten ausgewiesen. Dies hat zwangsläufig zur Folge, dass die Liste der Habitattypen unvollständig ist, da in anderen Gewässertypen auch andere Konstellationen von Sohlsubstraten auftreten können. Aus diesem Grund wird die Typologie nicht als abgeschlossen, sondern als offen und erweiterbar angesehen.

Die Ableitung der Habitattypen aus den Kartiерergebnissen erfolgt in den folgenden drei Stufen (Abb. 09-06):

- dominierendes Substrat (1);
- weitere wesentliche Substrate (2);
- zusätzliche organische Strukturen (3).

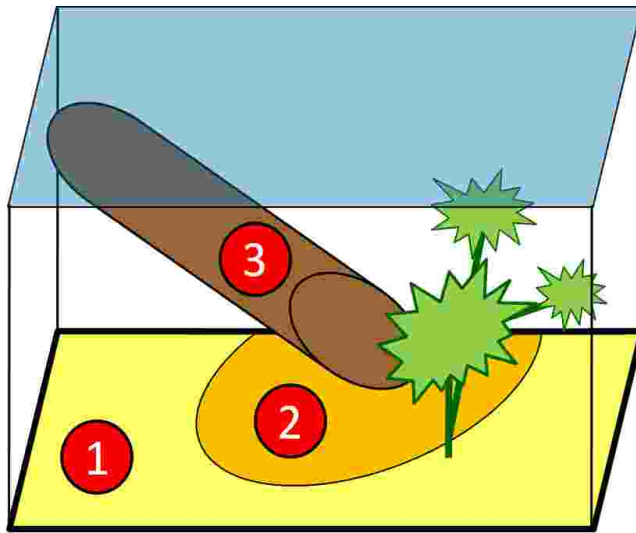


Abb. 09-06: Zusammensetzung der Habitattypen

Grundlage für die Ausweisung von Habitattypen für die einzelnen Messflächen sind, wie auch bei dem PERLODES-Verfahren, die dominierenden Sohlsubstrate. Aus diesen ergeben sich fünf Klassen von Habitattypen:

- kies- und blockgeprägte Habitate;
- sandgeprägte Habitate;
- auenlehmgeprägte Habitate;
- schlammgeprägte Habitate;
- anthropogene Habitate.

Der Substrattyp, der den größten Deckungsgrad erzielt, bestimmt die Zuordnung der Messfläche zu einer dieser fünf Habitatklassen.

Beispiel: Auenlehm

In einem zweiten Schritt erfolgt eine Differenzierung nach weiteren Substraten, welche die Sohlstruktur maßgeblich determinieren. So werden beispielsweise kiesarmer und kiesreicher Sand unterschieden. Diese Vorgehensweise wird in der Bodenkunde schon seit längerer Zeit für die Klassifizierung der Bodenart sowohl terrestrischer als auch aquatischer (Unterwasser-)Böden verwendet (AD-HOC-AG BODEN (HRSg.) 2005⁵) und lässt sich gut auf den Bereich der Sohlsubstrate übertragen.

Da in der Natur keine scharfen Grenzen existieren, erweist sich die künstliche Festlegung von Klassengrenzen als schwierig und diskutabel. Für Messflächen mit einem klar dominierenden Substrattyp ist die Typzuweisung unproblematisch (Tab. 09-05, Fall 1), doch in Fällen, in denen Mischsubstrate mit zwei oder mehr Substrattypen annähernd gleich stark vertreten sind, muss durch Abwägung eine Zuordnung erfolgen (Tab. 09-05, Fall 2 und 3).

Tab. 09-05: Festlegung der Klassengrenzen für die Sohlsubstrate

	Deckungsgrade	Schlussfolgerungen für die Typzuweisung
Fall 1	Ein Substrattyp erreicht 50% Deckungsgrad.	Eine klare Zuweisung zu einem Habitattyp ist möglich.
Fall 2	Kein Substrattyp erreicht 50% Deckungsgrad, zwei benachbarte Korngrößen (z.B. Meso- und Mikroli-thal) erreichen jeweils 25-50% Deckungsgrad.	Eine klare Zuweisung zu einem Habitattyp ist möglich (z.B. Mikro- und Mesolithal -> Kies- und Blockgeprägte Habitats; Psammal und Mikroakal -> Sandgeprägte Habitats)
Fall 3	Kein Substrattyp erreicht 50% Deckungsgrad, zwei nicht benachbarte Korngrößen (z.B. Mikro- und Technolithal) erreichen jeweils 25-50% Deckungsgrad.	Hier muss eine Abwägung erfolgen. Sind noch weitere Korngrößenfraktionen an der Gesamtzusammensetzung beteiligt, können sie den Ausschlag geben (z.B. geringe Anteile an Mesolithal und Makroakal). Ansonsten kann der optische Gesamteindruck über die Typzuweisung entscheiden.

Sofern eine der fünf Substratklassen (Kies und Blöcke, Sand, Auenlehm, Schlamm sowie anthropogene Habitats) mehr als 25% Deckungsgrad erreicht, wird diese Klasse als reich vertreten angesehen.

Beispiel: schlammreicher Auenlehm

Eine dritte und letzte Differenzierung erfolgt anhand des Vorhandenseins einer organischen Auflage in Form von FPOM, CPOM und Xylal sowie der Dominanz von Makrophyten. Um die Zahl der Habitattypen überschaubar zu halten, wurde bei der Ausweisung des Anteils der Organik auf eine graduelle Abstufung verzichtet und eine dichotome Unterteilung gewählt. Messflächen, die durch Makrophyten dominiert werden (Deckungsgrade von mind. 50%), werden hingegen als eigenständige Habitattypen ausgewiesen.

Die Entscheidung, ob eine Messfläche durch einen hohen oder geringen Anteil an Organik charakterisiert ist, kann nicht anhand messbarer Parameter, sondern nur durch Abwägung getroffen werden. Dabei können die Regeln in Tab. 09-06 zur Orientierung verwendet werden:

Tab. 09-06: Festlegung der Klassengrenze viel/wenig Organik

	Deckungsgrade	Schlussfolgerungen für die Typzuweisung
Fall 0	Die submersen und emersen Makrophyten erreichen 50% oder mehr Deckungsgrad.	Makrophytendominiert
Fall 1	Mindestens ein organischer Auflagetyt erreicht 50% oder mehr Deckungsgrad.	viel Organik
Fall 2	Mindestens zwei organische Auflagetyten erreichen je 25-50% Deckungsgrad.	viel Organik
Fall 3	Mindestens ein organischer Auflagetyt erreicht 25-50% Deckungsgrad und mindestens zwei organische Auflagetyten sind bis zu 25% vertreten.	viel Organik
Fall 4	Mindestens vier organische Auflagetyten erreichen bis zu 25% Deckungsgrad.	viel Organik
Fall 5	Maximal drei organische Auflagetyten erreichen bis zu 25% Deckungsgrad.	wenig Organik

Beispiel: schlammreicher Auenlehm mit wenig organischem Material

Die Nomenklatur der Habitattypen setzt basierend auf den drei beschriebenen Schritten der Typausweisung aus den folgenden drei Teilen zusammen (Tab. 09-07):

Tab. 09-07: Aufbau der Habitattypennomenklatur

Dominanter Substrattyp	Weiterer charakteristischer Substrattyp	Anteil der Organik
A (Artificial) – Anthropogene Substrate	n (no additional substrat) – weitere charakteristische Substrate sind nicht vorhanden	O – viel organisches Material
C (Clay) – Auenlehm	Die Abkürzungen aus dem Bereich des dominanten Substrattyps finden auch hier Verwendung. Unterschieden werden Großbuchstaben (hoher Anteil des Substrats) und Kleinbuchstaben (geringer Anteil des Substrats). Beispiel: S (sandreich) / s (sandarm)	o – wenig organisches Material
M (Mud) – Schlamm		P – Makrophytendominiert
R (Rock) – Kies und Blöcke		
S (Sand) – Sand		

Auf diese Weise wurden 32 Habitattypen für das Makrozoobenthos ausgewiesen (Tab. 09-08). Auf eine weitere Differenzierung nach der Wassertiefe und der Strömungsgeschwindigkeit wurde bislang verzichtet, da dies zur Ausweisung einer dreistelligen Anzahl von Habitattypen führen würde. Eine derart große Anzahl verschiedener Habitattypen wäre kaum praktikabel und würde die habitatspezifische Untersuchung des Makrozoobenthos' unnötig erschweren. Da jedoch die Daten für die Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit den Makrozoobenthosproben zugeordnet werden können, werden auch diese Parameter in der Auswertung berücksichtigt. Basierend auf den Ergebnissen kann der Einfluss der Strömung und der Wassertiefe abgeschätzt werden. Dies kann eine Modifizierung der Habitatausweisung ratsam erscheinen lassen, die Inhalt eines zukünftigen Forschungsvorhabens sein kann.

Tab. 09-08: Liste der Habitattypen

I. Kies- und Blockgeprägte Habitate	
Rno	Kies und Blöcke mit wenig organischem Material
RnO	Kies und Blöcke mit viel organischem Material
RnP	Kies und Blöcke mit Makrophyten
II. Sandgeprägte Habitate	
Sro	kiesarmer Sand mit wenig organischem Material
SrO	kiesarmer Sand mit viel organischem Material
SRO	kiesreicher Sand mit wenig organischem Material
SRO	kiesreicher Sand mit viel organischem Material
SRP	Sand und Kies mit Makrophyten
SMo	schlammreicher Sand mit wenig organischem Material
SMO	schlammreicher Sand mit viel organischem Material
III. Auenlehmgeprägte Habitate	
Cno	schlamm- und kiesarmer Auenlehm mit wenig organischem Material
CnO	schlamm- und kiesarmer Auenlehm mit viel organischem Material
CRo	sand- und kiesreicher Auenlehm mit wenig organischem Material
CRO	sand- und kiesreicher Auenlehm mit viel organischem Material
CRP	sand- und kiesreicher Auenlehm mit Makrophyten
CMo	schlammreicher Auenlehm mit wenig organischem Material
CMO	schlammreicher Auenlehm mit viel organischem Material
CMP	schlammreicher Auenlehm mit Makrophyten
IV. Schlammgeprägte Habitate	
MnP	Schlamm mit Makrophyten
MRO	kiesreicher Schlamm mit viel organischem Material
Mso	sandarmer Schlamm mit wenig organischem Material
MsO	sandarmer Schlamm mit viel organischem Material
MSo	sandreicher Schlamm mit wenig organischem Material
MSO	sandreicher Schlamm mit viel organischem Material
MCO	lehmreicher Schlamm mit viel organischem Material
MCP	lehmreicher Schlamm mit Makrophyten
V. Anthropogene Habitate	
Ano	sedimentarme Blockschüttung mit wenig organischem Material
AnO	sedimentarme Blockschüttung mit viel organischem Material
ARo	sedimentreiche Blockschüttung mit wenig organischem Material
ARO	sedimentreiche Blockschüttung mit viel organischem Material
AnP	sedimentarme Blockschüttung mit Makrophyten
ARP	sedimentreiche Blockschüttung mit Makrophyten

9.3 Makrozoobenthosuntersuchung

Die Gewässerstrukturgütekartierung vermag Aussagen über die Ausstattung eines Gewässerabschnitts mit Strukturelementen wie Totholz, Sturzbäumen, Buchten, Rauschen oder Abstürzen sowie über die Strömungs- und Substratvielfalt zu treffen. Die auf diese Weise erfolgende Bewertung der morphologischen Güte soll indirekt auch ein Indikator für die ökologische Wertigkeit des untersuchten Gewässerabschnitts sein. Je natürlicher der Charakter eines Fließgewässers, je mehr Wertstrukturen und je weniger Schadstrukturen den Abschnitt prägen, desto vielfältiger und potenziell wertvoller sind die aquatischen Lebensräume für Tier- und Pflanzenarten. Bedingt durch den oberflächlichen Charakter der Gewässerstrukturgütekartierung kann dieser Schluss jedoch nur bedingt unüberprüft akzeptiert werden. Die Strukturgüte zeigt eher eine Tendenz als eine exakte Bewertung der ökologischen Güte des untersuchten Gewässers auf.

Das neu entwickelte TRiSHa-Verfahren schließt diese Lücke. Durch die höher aufgelöste Kartierung können die morphologischen Gegebenheiten im Gewässer exakter abgebildet werden. Die Habitattypologie ermöglicht die Charakterisierung der abiotischen Parameter eines Fließgewässers und die Ausweisung von Kleinstlebensräumen und lässt dadurch Rückschlüsse auf die zu erwartende Besiedlung mit Tier- und Pflanzenarten zu. Doch auch dieser Schluss bleibt ohne eine direkte Untersuchung der tatsächlich vorkommenden Arten spekulativ. Für eine ökologische Gewässerbewertung ist die Anwendung eines biologischen Bewertungsinstruments unerlässlich.

Die meisten dieser Bewertungssysteme verwenden die Fähigkeit von Organismen und Organismengruppen auf Umwelteinflüsse im Rahmen artspezifischer Toleranzbereiche zu reagieren für die Indikation der ökologischen Gewässergüte. Arten mit besonders eng gefassten Toleranzbereichen, deren „Vorkommen, Verhalten, Vermehrungsrate und Sterblichkeit mit definierten ökophysiologischen Gegebenheiten so eng korreliert sind, dass sie Zustand, Belastbarkeit oder Veränderung von Landschaftsökosystemen oder von deren Geoökofaktoren in der Umwelt anzeigen“ (LESER (HRSG.) 1997: 88), werden Zeigerarten oder Bioindikatoren genannt. Die einzelnen Indikatorarten sind dabei entweder direkt konkreten Güteklassen oder einem Indexwert (z.B. beim German Faunaindex oder beim Saprobienindex) zugeordnet. Die Ermittlung der Güteklasse erfolgt dann durch die Integration aller in dem zu bewertenden Gewässerabschnitt vorkommenden Arten der betrachteten Organismengruppe.

Die Verwendung von Bioindikatoren ist dabei nicht unproblematisch. Zum einen ist eine sichere Bestimmung etlicher Gruppen nicht immer möglich, so dass auf übergeordnete Organisationsebenen zurückgegriffen werden muss (Verwendung der Gattung anstatt der Art) und zum zweiten ist selbst die Bestimmung bis auf Artniveau kein Garant für eine ökologisch korrekte Bewertung. Das pure Vorkommen einer Art sagt nicht viel über die ökologische Fitness ihrer Individuen aus (FRIEDRICH, H. 2005). Zwei Vorkommen einer Art mit ähnlichen Individuendichten sind aus ökologischer Sicht nicht ungeprüft gleich zu bewerten. Diesen Problemen kann durch eine Verfeinerung der Bewertungsinstrumente und die parallele Verwendung mehrerer Parameter (multimetrische Verfahren) begegnet werden.

Theoretisch können alle Organismengruppen für eine biologische Gewässergütebewertung in Betracht kommen, die zumindest zeitweise an aquatische Ökosysteme gebunden sind. In der Praxis haben sich jedoch vier Gruppen besonders bewährt und wurden auch als biologische Qualitätskomponenten für Fließgewässer in die EU-WRRL aufgenommen (LAWA (HRSG.) 2002a: 51):

- Fische;
- (aquatische) Makrophyten & Phytobenthos;
- Makrozoobenthos;
- Phytoplankton.

Jede der Qualitätskomponenten reagiert in Abhängigkeit von ihrem evolutionären Entwicklungsstand und der mittleren Lebensdauer der Organismen anders auf Veränderungen der Gewässergüte (SCHMEDTJE & KOHMANN 1988). Daher eignen sich nicht alle Gruppen gleichermaßen für alle raumzeitlichen Skalen. Während beispielsweise Arten des Planktons binnen weniger Stunden oder Tage auf Veränderungen reagieren können und somit gut für Untersuchungen mit hoher zeitlicher Auflösung geeignet sind, integrieren die Makrophyten oder die Fischfauna den ökologischen Zustand des Gewässers über einen Zeitraum von Monaten oder Jahren.

Darüber hinaus sind nicht alle Organismengruppen für alle Gewässertypen gleichermaßen bewertungsrelevant. So tritt das Phytoplankton in Quellregionen und Bachoberläufen faktisch nicht auf, während es in stauregulierten Flüssen und den Strömen des Tieflandes in Größenordnungen vorkommen kann, die die Sichttiefe drastisch reduzieren (MISCHKE ET AL. 2003: 84 f.).

Gruppen wie die Fische oder auch einige Ordnungen des Makrozoobenthos (z.B. Libellen) benötigen zudem im Laufe ihrer Entwicklung verschiedene Habitatstrukturen im Gewässer und teilweise auch im Gewässerumfeld. Dies erschwert einerseits die Verwendung dieser Gruppen für die Gewässerbewertung, eröffnet andererseits aber auch weitere Möglichkeiten für die Bioindikation.

Und schließlich sind die Organismengruppen oft auch Indikatoren für verschiedene Faktorenkomplexe. So werden Makrophyten als Trophieindikatoren verwendet, sie spiegeln also die Intensität der photoautotrophen Primärproduktion wider und integrieren verschiedene ökologische Zustände im Gewässer über größere zeitliche und räumliche Bereiche (MEILINGER ET AL. 2003), während die Makroinvertebraten als Saprobieindikatoren gelten und Zeiger für die heterotrophen Abbauprozesse zersetzbarer, fäulnisfähiger organischer Nährstoffe sind (SCHMEDTJE & KOHMANN 1988). Daneben können faunistische Bioindikatoren auch als Versauerungs- und allgemeine Degradationsindikatoren verwendet werden (MEIER ET AL. 2005: 77).

Das Makrozoobenthos eignet sich besonders gut für die Bewertung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern. Diese Gruppe ist mit Abstand die artenreichste unter den genannten und ist in jedem Fließgewässer zahlreich vertreten. Dadurch und durch das zum Teil hohe Indikationsgewicht (ein Maß für die Enge des Toleranzbereichs) wird in den allermeisten Fällen eine aussagekräftige Bewertung ermöglicht (BOHN ET AL. 2003). Mit Reaktionszeiten von Wochen bis Monaten liegt das Makrozoobenthos darüber hinaus im mittleren Skalenbereich. Kurzfristige Schwankungen der Wasserqualität werden mit dieser Gruppe nicht erfasst. Dafür reagiert sie schnell auf Veränderungen in der Gewässermorphologie und indiziert anthropogene Störungen durch Veränderung der Biozönosenzusammensetzung (MEIER ET AL. 2005: 77). Hinzu kommt, dass viele Taxa des Makrozoobenthos leicht bis auf das Familienniveau bestimmt werden können und dass sich selbst auf diesem Niveau schon Aussagen über eine morphologische Degradation des untersuchten Gewässers treffen lassen (BARBOUR ET AL. 1999: 35f). Weiterhin bestehen die Makrozoobenthosgemeinschaften aus Taxa unterschiedlicher trophischer Ebenen. Sie können daher gut dafür verwendet werden, kumulative Effekte nachzuweisen. Für die hier bearbeitete

Fragestellung eignet sich das Makrozoobenthos aus diesem Grund besser als die übrigen Organismengruppen.

Auch in anderen Untersuchungen und in der wasserwirtschaftlichen Praxis kommen Methoden zur biologischen Gewässeruntersuchung unter Verwendung des Makrozoobenthos häufiger zur Anwendung als Verfahren, welche andere Qualitätskomponenten verwenden (BIRK 2003). Im Rahmen des STAR-Projektes (DAVIES ET AL. 2003) wurden die verfügbaren Daten für die verschiedenen Organismengruppen in 14 europäischen Staaten untersucht. Während alle Länder das Makrozoobenthos als Indikator verwenden, werden das Phytobenthos und die Makrophyten deutlich seltener zur Indikation herangezogen.

Ein Großteil der Arten des Makrozoobenthos' verbringt lediglich einen Teil der Individualentwicklung als Larve im Gewässer und verlässt dieses als adultes Tier. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit, entweder die Larvalpopulationen im Gewässer oder die Imagines im Gewässerumfeld zu untersuchen. Die Erfassung der adulten Tiere hat den Vorteil, dass einige Arten als Larven nur schwer zu bestimmen sind. Auf der anderen Seite schwankt die Abundanz der adulten Tiere im Tages- und Jahresgang ganz erheblich, ohne dass sich der Zustand des Gewässers ändern würde. Dies kann zu erheblichen Fehlern bei der Gewässergütebewertung führen (CONZE 1999: 3). Daher ist die Verwendung der Populationen, die direkt im Gewässer vorgefunden werden können, aussagekräftiger und sicherer.

Die Ursprünge der biologischen Gewässergütebewertung unter Verwendung des Makrozoobenthos liegen im 19. Jahrhundert. Cohn (1853) und Mez (1898) verfassten erste Arbeiten über den Zusammenhang von Wasserqualität und faunistischer Besiedelung (MEHL & THIELE 1998: 12, ROLAUFFS ET AL. 2003: 17) und Forel & Thienemann klassifizierten Anfang des 20. Jahrhunderts Fließgewässer nach biotischen und abiotischen Parametern ohne jedoch eine Bewertung vorzunehmen (GESKE ET AL. 1997: 4). Kolkwitz & Marson prägten ab 1902 den Begriff der Saprobie. 1908 veröffentlichten sie eine Liste pflanzlicher Saprobieindikatorarten und ein Jahr später folgte eine entsprechende Taxaliste für das Makrozoobenthos (ROLAUFFS ET AL. 2003: 17; SANDIN ET AL. 2001: 5; TILLMANN 2004). 1955 überführten Pantle & Buck das Saprobiensystem in einen Index mit Werten zwischen 1,0 und 4,0 und ergänzten die Berechnung um die Abundanz und schufen somit den (wenn auch in mehrfach überarbeiteter Fassung) bis heute gültigen Saprobienindex (GESKE ET AL. 1997: 5).

1962 ordnete Liebmann die Saprobienstufen den vier Wassergüteklassen zu und überarbeitete die Taxalisten (ROLAUFFS ET AL. 2003: 18).

Ab 1976 wurden in Deutschland die Ergebnisse der biologischen Fließgewässerbewertung zusammen mit wenigen chemischen Parametern (biochemischer Sauerstoffbedarf und Ammonium) von der LAWA in einer Gewässergütekarte siebenstufig dargestellt (HANTSCHMANN 2003).

Im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL flossen die Anforderungen der Richtlinie an eine leitbildorientierte Bewertung nach der Jahrtausendwende in die Entwicklung neuer Verfahren ein (z.B. BISS ET AL. 2002). Auch die neueste Version des Saprobienindex (ROLAUFFS ET AL. 2003) berechnet den Index in Abhängigkeit des Fließgewässertyps und verwendet eine nochmals erweiterte und dem Stand der Forschung angepasste Taxaliste. Damit wurde dem Hauptkritikpunkt an dem Saprobiensystem – der Nichtbeachtung der saprobiellen Grundzustände von Fließgewässern verschiedener Größenklassen, Höhenstufen und geologischer Formationen – Rechnung getragen.

Das Saprobiensystem hat sich in seiner über hundertjährigen Geschichte als wirksames Instrument für die Bewertung der Belastung von Fließgewässern mit organisch abbaubaren Substanzen erwiesen. Da jedoch neben dem Eintrag von Nähr- und Schadstoffen auch die morphologische Degradation eine nicht zu vernachlässigende Belastung für die Fließgewässerökosysteme darstellt und die Bedeutung der strukturellen Güte in den ver-

gangenen Jahrzehnten stark gestiegen ist, bedarf es eines umfassenderen Systems für die Bewertung der ökologischen Gewässergüte mit Hilfe des Makrozoobenthos'. Das in den vergangenen Jahren entwickelte PERLODES-Verfahren soll dies leisten können.

9.3.1 PERLODES

Die Fokussierung auf die Saprobie war in Zeiten einer stark veränderten Wassergüte eine geeignete Möglichkeit mit vergleichsweise geringem Aufwand zuverlässige Aussagen über die biologische Gewässerqualität zu treffen. In dem Maße, in dem jedoch die chemische Wasserqualität verbessert wurde und strukturelle, hydraulische und faunistische Aspekte an Bedeutung gewinnen, wurden die Schwächen des Saprobien-Systems als alleiniges Indikationsinstrument sichtbar.

Um den Ansprüchen des verbesserten Kenntnisstandes zur Fließgewässerökologie Rechnung zu tragen (siehe Kapitel 4), werden seit einigen Jahren multimetrische Verfahren erarbeitet, welche durch eine gewichtete Miteinbeziehung einer Vielzahl von Parametern die realen Verhältnisse besser abbilden als monometrische Methoden.

Das PERLODES-Verfahren wurde speziell für die Umsetzung der EU-WRRL im Rahmen des AQEM-Projektes entwickelt und durch zwei LAWA-Projekte sowie das EU-STAR-Projekt verfeinert (SANDIN ET AL. 2000 & 2001, HAASE ET AL. 2003; HAASE & SUNDERMANN 2004; HAASE ET AL. 2004a, 2004b & 2004d; HERING ET AL. 2004a & 2004b; LORENZ ET AL. 2004b, MEIER ET AL. 2004, 2006a & 2006b).

Das Ziel der Rahmenrichtlinie, die Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustands bis 2015, kann nur erreicht werden, wenn die Defizite der zu entwickelnden Gewässer bekannt sind. Mit Hilfe der Qualitätskomponente Makrozoobenthos können Aussagen über die stofflichen und strukturellen Defizite sowie die Versauerung getroffen werden. Dies sind die drei relevanten Stressoren des Makrozoobenthos'. Eine solche Multistressorenbewertung ist jedoch nur möglich, wenn das verwendete Bewertungsinstrumentarium die Zusammenhänge zwischen Belastung und Besiedlung für die einzelnen Defizitarten exakt genug abbildet. Dies kann durch einen modularen Ansatz erfolgen, der für jeden der drei möglichen Stressoren eine separate Bewertung durchführt. Dadurch können die Arten der Defizite in dem untersuchten Gewässer deutlich aufgezeigt und eine gezielte Maßnahmenplanung ermöglicht werden (MEIER ET AL. 2004: 6).

Die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse setzt sich daher aus den drei Modulen Saprobie, Versauerung und allgemeine Degradation zusammen, die nachfolgend eingehender beschrieben werden.

1. Modul – Saprobie

In dem ersten Modul kommt der im Rahmen eines UBA-Projektes überarbeitete leibbildorientierte Saprobienindex (ROLAUFFS ET AL. 2003) unverändert zur Anwendung. Ziel dieser Überarbeitung des traditionellen Saprobienindex' war es, die langjährig bewährte Methode so zu modernisieren, dass sie dem Stand der Forschung entspricht und den Anforderungen der EU-WRRL genügt.

Die Aktualisierung umfasste vor allem die folgenden Punkte (ROLAUFFS ET AL. 2003):

- Erweiterung der Liste der Indikatorarten (612 statt 148);
- Gewässertypspezifische Bewertung auf Basis der Fließgewässertypologie von SCHMEDTJE ET AL. (2000);

- Bewertung mittels einer 5-stufigen Skala statt der bisherigen 7-stufigen Skala.

Der Saprobienindex kann Werte zwischen 1,0 und 4,0 annehmen. Je höher der Indexwert, desto größer ist die Intensität der Abbauprozesse organischer Verbindungen und desto mehr Nahrung steht für das Makrozoobenthos zur Verfügung. Durch den erhöhten Stoffumsatz sinkt der Sauerstoffgehalt des Gewässers, so dass Arten, die einen geringeren Sauerstoffgehalt tolerieren können (Detritusfresser, Feinsedimentbewohner, Potamalarten) bevorteilt werden, während der Anteil an Rhithralarten zurück geht. Stark vereinfacht kann man davon ausgehen, dass die Taxa der Steinfliegen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Flohkrebse, Wasserasseln, roter Zuckmückenlarven und Schlammröhrenwürmer in genau dieser Reihenfolge einen Gradienten von unbelasteten (sauerstoffreichen) hin zu stark belasteten (sauerstoffarmen) Gewässern beschreiben. Darüber hinaus nimmt die Anzahl der Taxa, die an einer Probenahmestelle aufgefunden werden können, mit zunehmender Belastung ab (CZERNIAWSKA-KUSZA 2005). Dabei gilt jedoch zu beachten, dass nicht alle Arten der größeren Gruppen, vor allem der Ordnungen der Eintagsfliegen und Köcherfliegen, gleiche Ansprüche an die Wasserqualität stellen. So gelten zum Beispiel die Familien der *Baetidae* (Eintagsfliegen) und *Hydropsychidae* (Köcherfliegen) diesbezüglich als sehr tolerant.

Die Berechnung erfolgt mittels einer einfachen Formel (Abb. 09-07) und die Bewertung in 5 Güteklassen, denen für die Ermittlung des Gesamtergebnisses Werte zwischen 0 und 1 zugeteilt werden.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \cdot A_i \cdot G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \cdot G_i}$$

s = Saprobiewert
 A = Abundanzziffer
 G = Indikationsgewicht
 n = Anzahl der Indikatorarttaxa
 i = Laufindex (i-tes Taxon)

Abb. 09-07: Berechnungsformel für den Saprobienindex (WWW.FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG.DE)

2. Modul – Versauerung

Für alle Fließgewässertypen, bei denen der Säurezustand eine relevante Bewertungsgröße darstellt (Typen silikatischer Einzugsgebiete) erfolgt in dem zweiten Modul eine Bewertung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004). Da dieses Modul für den Fließgewässertyp 9.2 nicht bewertungsrelevant ist, wird an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen.

3. Modul – Allgemeine Degradation

In dem dritten Modul wird der Versuch unternommen, die morphologische Belastung des Gewässers in Form von Rückstau und Verbau, aber auch den anthropogenen Einfluss im Einzugsgebiet mit Hilfe des Makrozoobenthos' aufzuzeigen. Da die möglichen Beeinträchtigungen vielfältig sind und deren Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften auch vom Fließgewässertyp abhängen, erfolgt in diesem Modul eine multimetrische Bewertung. Für

jeden Fließgewässertyp werden aus einer Vielzahl von Parametern (Metrics genannt, vgl. BÖHMER 2005) die vier ausgewählt, die für diesen Typ am Besten für die Bewertung geeignet sind (Core Metrics). Jeder der vier Core Metrics steht dabei stellvertretend für einen von vier Aspekten der Makrozoobenthoslebensgemeinschaften: Toleranz, Funktionen, Zusammensetzung und Diversität

Es erfolgt eine Bewertung jedes einzelnen Core Metrics und eine integrierte Gesamtbewertung des Moduls Allgemeine Degradation in fünf Güteklassen, so dass auf einen Blick ersichtlich ist, welche Bedeutung die morphologische Degradation für die ökologische Güte des untersuchten Abschnitts hat und welche Parameter maßgeblich dafür verantwortlich sind. Für eine detaillierte theoretische Beschreibung der Metric-Berechnung wird auf das offizielle Methodenhandbuch (MEIER ET AL. 2006b) verwiesen.

In den folgenden Teilkapiteln wird das Vorgehen nach dem offiziellen PERLODES-Verfahren beschrieben. Sofern die im Rahmen dieser Arbeit angewendeten Methoden davon abweichen, wird jeweils am Ende des entsprechenden Kapitels ausführlich darauf eingegangen.

9.3.2 Probennahme

Die Bewertung der biologischen Gewässergüte anhand des Makrozoobenthos' nach dem PERLODES-Verfahren erfolgt durch die Entnahme einer Multihabitat-Mischprobe in einem repräsentativen Gewässerabschnitt. Die Beprobungsstelle sollte in größeren Flüssen 50-100 m lang sein und den zu bewertenden Gesamtabschnitt gut charakterisieren, d.h. alle bedeutenden Strukturelemente sollten innerhalb des ausgewählten Bereichs ähnlich häufig vertreten sein wie in dem Gesamtabschnitt.

Innerhalb des Beprobungsbereichs müssen in einem zweiten Schritt die exakten Punkte der Probennahme ermittelt werden. Dazu erfolgt zunächst eine Substratabschätzung vom Ufer aus. Dabei wird der Deckungsgrad verschiedener organischer und mineralischer Substrate in dem zu beprobenden Gewässerabschnitt in 5%-Schritten festgehalten. Substrate, die insgesamt weniger als 5% Deckung aufweisen, werden ebenfalls notiert. Diese oberflächliche Substratkartierung ist notwendig, um bei der Probennahme alle im Gewässer vorkommenden Substrate entsprechend ihrer Häufigkeit berücksichtigen zu können (MEIER ET AL. 2006b: 9 ff.).

Der dritte Schritt besteht darin, den Substraten Beprobungspunkte zuzuweisen. Das PERLODES-Verfahren sieht vor, dass die Makrozoobenthosprobe eines Gewässerabschnitts aus 20 Teilproben besteht. Diese 20 Teilproben sollen nach Möglichkeit so genommen werden, dass jeder Substrattyp für je 5% Deckungsgrad mit einer Teilprobe berücksichtigt wird. Sind in dem zu beprobenden Abschnitt charakteristische Strukturen vorhanden, die jedoch keine 5% Deckung aufweisen, so kann eine 21. Teilprobe entnommen werden, die all diese Strukturen abdeckt. Sofern möglich, sollten die 20 oder 21 Teilproben gleichmäßig im gesamten Beprobungsbereich verteilt werden, um eine maximale Repräsentativität zu gewährleisten.

In einem vierten Schritt erfolgt schließlich die Probennahme selbst. Hierbei sollten die zuvor festgelegten Probennahmestellen immer entgegen der Fließrichtung abgearbeitet werden. Die Teilproben werden durch Kicksampling entnommen, d.h. der Kescher wird senkrecht auf der Gewässersohle aufgesetzt und der davor liegende Bereich wird auf einer Fläche von 25 cm x 25 cm und bis zu einer Tiefe von 2-5 cm durch tretende Bewe-

gungen eines Fußes aufgewirbelt. Durch die Strömung werden die so aufgewirbelten Tiere in den Kescher verdriftet. Größere Steine und Totholz sollten zusätzlich mit der Hand abgewaschen werden.

Das so gewonnene Probenmaterial wird aus dem Kescher in einen Eimer überführt, so dass aus den 20 Teilproben eine einzige Mischprobe entsteht. Falls eine 21. Teilprobe entnommen wurde, wird diese separat ausgewertet (MEIER ET AL. 2006b: 19 f.).

Die Probennahme kann zwischen Februar und August durchgeführt werden, für größere Flüsse bietet eine Beprobung von Mai bis Juli die besten Bedingungen. Eine Probennahme außerhalb des angegebenen Zeitraums verschlechtert das Resultat der Bewertung (FISCHER 2011; MEIER ET AL. 2006b: 4). BARBOUR ET AL. (1999: 44) empfehlen hingegen, die Beprobung in jeder Jahreszeit durchzuführen, um die saisonale Variabilität berücksichtigen zu können. Um die Vergleichbarkeit mit anderen, nach dem PERLODES-Verfahren durchgeführten Beprobungen zu gewährleisten, wurde hier den Vorgaben des PERLODES-Verfahrens gefolgt, auch wenn dies aus logistischer Sicht die Durchführung der Arbeit erschwerte. Ein anderer Hinweis von BARBOUR ET AL. hingegen konnte bei der Durchführung der Feldarbeiten gut berücksichtigt werden. Bei wiederholten Beprobungen, sollten die Verhältnisse im Gewässer (Abfluss, Jahreszeit, Wassertemperatur) soweit wie möglich übereinstimmen, um die Proben besser miteinander vergleichen zu können (vgl. auch VOGT & SCHÄFER 2003).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die offizielle Vorgehensweise bei der Probennahme wie folgt abgewandelt:

Die Auswahl der zu beprobenden Gewässerabschnitte erfolgte nicht auf Grundlage einer Einschätzung der Repräsentativität dieser Abschnitte, sondern basieren auf den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung und unter der Maßgabe, sowohl tendenziell bessere als auch schlechtere Bereiche zu berücksichtigen.

Darüber hinaus wurde auch bei der Festlegung der Teilproben auf Grundlage 5%-Schritte von der offiziellen Methodik abgewichen. Die Abschätzung des Anteils verschiedener Gewässerstrukturen vom Ufer aus erweist sich bei breiteren und tieferen Fließgewässern als zu ungenau um eine hochauflösende Makrozoobenthosbenthosbeprobung vorzubereiten. Aus diesem Grund wurde die Bestimmung der Gewässerstrukturen durch das TRiSHa-Verfahren ersetzt, welches durch eine Kartierung direkt im Gewässer nicht nur eine höhere Genauigkeit und Differenziertheit aufweist, sondern darüber hinaus bei der Verteilung der Probennahmepunkte nicht in 5% Schritten arbeitet, sondern die Anteile der einzelnen Habitattypen in Abhängigkeit von der Gesamtprobenanzahl so exakt wie möglich berechnet.

Des weiteren wurden die Teilproben nicht in eine Mischprobe überführt, sondern einzeln ausgewertet. Dieser Mehraufwand ermöglicht konkrete Aussagen über die Zusammenhänge zwischen Habitattypen und der Besiedlung durch das Makrozoobenthos. Für die Berechnung der ökologischen Gesamtbewertung jedes beprobten Abschnitts lassen sich alle Teilproben in repräsentativer Zusammensetzung zusammenfassen. Auf diese Weise werden die Untersuchungsergebnisse mit denen aus anderen Gebieten vergleichbar.

Alle weiteren Aspekte der offiziellen Vorgehensweise (Multihabitat- & Kicksampling) wurden unverändert übernommen.

9.3.3 Lebendsortierung

Das PERLODES-Verfahren sieht zwei verschiedene Arten der Probenaufbereitung vor – die Labor- und die Freiland- oder Lebendsortierung.

Bei der Laborsortierung wird das gesamte Probenmaterial mit 70%igem Alkohol konserviert und später in einem Labor mit geeigneten Arbeitsgeräten handverlesen. Hierbei werden die toten Individuen nach Ordnungen und, soweit möglich, Familien sortiert und gezählt. Es kann eine Reduzierung des Probenmaterials durch die Abtrennung der Grobfraction (>2 mm) erfolgen, ohne dass die Qualität der Ergebnisse spürbar verschlechtert werden würde (HAASE & SUNDERMANN 2004). Prinzipiell soll die gesamte Probe auf diese Weise bearbeitet werden. Falls jedoch sehr viel Probenmaterial vorliegt, kann zunächst nur eine Teilprobe sortiert werden. Sofern in dieser Teilprobe ($1/2$; $1/4$ oder $1/8$) mindestens 350 Individuen gezählt wurden, muss die restliche Probe nicht mehr bearbeitet werden. Die Gesamthäufigkeiten der Taxa ergibt sich in diesem Fall durch Hochrechnung der Teilergebnisse auf die Gesamtprobe.

Für die exakte Vorbereitung der Probe (Reduzierung des Probenvolumens im Gelände, chemische Behandlung der Probe und Ablauf der Unterprobennahme) wird an dieser Stelle auf das offizielle Methodenhandbuch verwiesen (MEIER ET AL. 2006b: 27 ff.)

Bei der Freiland- oder Lebendsortierung wird die gesamte Probe bereits vor Ort in Weißschalen durchgesehen. Auch hier kann bei großem Probenumfang zunächst nur eine Teilprobe bearbeitet werden. Insgesamt müssen jedoch 700 Individuen gezählt werden, bevor die Sortierung beendet werden kann, da die Abtrennung der Grobfraction (>2 mm) aufgrund der Agilität der lebenden Tiere nicht fehlerfrei erfolgen kann.

Untersuchungen von LORENZ ET AL. (2003) haben ergeben, dass die verschiedenen Metrics in ihren Ergebnissen unterschiedlich stark von der Zahl der berücksichtigten Individuen (Stichprobengröße) abhängen. Der Saprobienindex ist demnach am stabilsten und liefert selbst bei einer Stichprobengröße von nur 100 Individuen in 95,7 % aller Fälle eine Bewertung in der korrekten Güteklasse. Der Faunaindex hingegen weist selbst bei der offiziell vorgeschriebenen Stichprobengröße von 700 Individuen noch eine Fehlerquote von 22% auf. In jedem Fall nimmt die Spannbreite der Bewertungsergebnisse mit zunehmender Stichprobengröße ab. Durch eine Kombination mehrerer Parameter in einem multimetrischen Bewertungsverfahren bietet eine Stichprobe von 700 Individuen einen ausreichend kleinen Fehler. Die Zahl der nachgewiesenen Taxa hingegen weicht bei der Auswertung eines Teils des Probenmaterials bis zu 50% von der in der Gesamtprobe enthaltenen Taxa ab (WENIKAJTYS ET AL. 2003: 105). Für die ökologische Grundlagenforschung empfiehlt sich demnach die Auswertung der gesamten Probe, während für eine standardisierte Bewertung die Betrachtung einer ausreichend großen Teilprobe genügt.

In einem zweiten Schritt wird eine Liste aller nachgewiesenen Taxa angefertigt. Der Einfachheit halber wird die Häufigkeit der in der Probe enthaltenen Individuen eines Taxons für mehr als zehn Individuen nach den Häufigkeitsklassen 3-6 der DIN 38410 geschätzt (MEIER ET AL. 2006b: 42). Für die spätere, exakte Nachbestimmung der Taxa werden Belegexemplare entnommen und in 70%igen Alkohol überführt. Die Zahl der zu entnehmenden Belegexemplare richtet sich danach, wie sicher die Taxa im Gelände zu bestimmen sind.

Der Vorteil der Laborsortierung liegt laut vergleichenden Untersuchungen (HAASE & SUNDERMANN 2004: 31) in der höheren Genauigkeit der Ergebnisse. Mit der Lebendsortierung wurden nur ca. 48% der Taxa gefunden, die mit der Laborsortierung nachgewiesen werden konnten. Dies ist teilweise durch den erhöhten Zeitaufwand bei der Sortierung im Labor, aber auch durch die besseren Arbeitsbedingungen und die Möglichkeit, direkt auf die gesamte Bestimmungsliteratur zurückgreifen zu können, begründet. Auch DIETRICH &

AHRENS (2005) sowie MARTEN (2005) kommen zu dem Schluss, dass zwischen der Lebendsortierung (nach der DIN) und der Laborsortierung (Nach AQEM) vor allem bei der Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ deutliche Unterschiede auftreten, während die Einstufung der Saprobie von beiden Methoden gleichermaßen gut ausfiel. Eine andere Untersuchung konnte bei einem Vergleich von Lebend- und Laborsortierung keinen signifikanten Unterschied der ermittelten Taxazahlen feststellen (WENIKAJTYS ET AL. 2003: 105).

Der Vorteil der Lebendsortierung ist überwiegend logistischer Natur. Die aufwendige Konservierung und Lagerung einer großen Probenzahl entfällt. Ein weiterer Vorteil ist darin zu sehen, dass viele Taxa im lebenden Zustand viel leichter zu erkennen und teilweise durch ihr charakteristisches Verhalten auch leichter zu bestimmen sind. Ergebnissen einer Untersuchung von WENIKAJTYS ET AL. (2003: 106), denen zu Folge vor allem kleinere Taxa (z.B. *Baetidae* und *Elmidae*) bei der Lebendsortierung leicht übersehen werden, muss an dieser Stelle widersprochen werden. Sofern genug Zeit und Geduld für die Sortierung einer Probe im Gelände zur Verfügung steht, werden gerade die Vertreter kleinerer Familien durch ihre Bewegungen deutlich leichter erkannt als im leblosen Zustand im Labor. Bei einer gewissenhaften Lebendsortierung können sogar regelmäßig Wassermilben nachgewiesen werden, die bei der Laborsortierung im Rahmen des PERLODES-Verfahrens überhaupt nicht berücksichtigt werden.

Im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsvorhabens wurde die Lebendsortierung angewendet. Diese Entscheidung wurde vor allem aufgrund der ungünstigen logistischen Rahmenbedingungen getroffen. Um die Genauigkeit der Lebendsortierung zu erhöhen, wurde die Dauer des Sortierprozesses ausgedehnt. Jede Probe (die einer Teilprobe nach PERLODES entspricht) wurde für 2-3 Stunden bearbeitet. Nach der offiziellen Verfahrensweise ist dieser Zeitraum für die Gesamtprobe (bestehend aus 20 bzw. 21 Teilproben) vorgesehen.

Eine weitere Abweichung von der offiziellen Vorgehensweise betrifft die Auszählung der in den Proben nachgewiesenen Individuen. Diese wurden größtenteils vollständig ausgezählt. Lediglich bei sehr individuenreichen Taxa, wurde eine Abschätzung der Häufigkeit in Zehnerschritten vorgenommen. Dies führte zu einer Zeitersparnis und lieferte gleichzeitig besser aufgelöste Daten als die sehr groben Häufigkeitsklassen der DIN.

9.3.4 Bestimmung

Die erste Einordnung der Taxa während der Sortierung muss anhand der zurückbehaltenen Belegexemplare überprüft und vervollständigt werden, denn eine Berechnung der verschiedenen Module auf Ebene der Familien oder Ordnungen ist weder sinnvoll noch immer möglich. Je höher der Grad der Bestimmung, desto genauere Ergebnisse lassen sich mit dem PERLODES-Verfahren erzielen. Daher wird prinzipiell angestrebt, alle Taxa bis auf das Artniveau zu bestimmen. Da dies jedoch nicht für alle Taxa mit vertretbarem Aufwand realisierbar ist und bei einigen Arten noch immer grundlegende taxonomische Kenntnisse fehlen, wurde das Mindestbestimmungsniveau für alle im PERLODES-Verfahren berücksichtigten Arten in der operationellen Taxaliste festgelegt. Diese Liste enthält darüber hinaus auch ein umfangreiches Literaturverzeichnis mit der für die Bestimmung zu verwendenden Literatur. Dadurch, dass die operationelle Taxaliste deutschlandweit verbindlich verwendet werden soll, wird auch eine Standardisierung der Bestimmung und damit eine erhöhte Vergleichbarkeit der Ergebnisse erzielt (MEIER ET AL. 2006b: 49 ff.).

Die Bestimmung der Belegexemplare erfolgte mit einem Kaltlichtbinokular mit 60facher Vergrößerung (BMS ST-60-B-2L) und einer umfangreichen Sammlung aktueller Bestimmungsliteratur (AQEM-KONSORTIUM (HRSG.) 2002; DIN (HRSG.) 1990b; EGGERS & MARTENS 2001; EISELER 2005; GAUL 2005; GLÖER & MEIER-BROOK 2003¹³; GRABOW 2000; LEHMANN & NÜSS 1998⁵; LOHSE 2004; NEU & TOBIAS 2004; NILSSON (HRSG.) 1996; PAULS 2004; SUNDERMANN & LOHSE 2004; WARINGER & GRAF 1997; ZWICK 2004).

Bei der Entwicklung der operationellen Taxaliste wurde darauf geachtet, dass die Bestimmung ohne größeren präparatorischen Aufwand und mit meist nur einem zusammenfassenden Bestimmungsschlüssel pro Ordnung durchführbar ist. Trotz dieser Erleichterungen war es im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht immer möglich, die vorgeschriebene Literatur zu verwenden. So standen beispielsweise für die Gruppe der Käfer nicht die finanziellen Mittel zur Verfügung, um die umfangreiche und kostspielige Bestimmungsliteratur anzuschaffen und es musste auf Alternativen ausgewichen werden.

In einigen Fällen (z.B. *Baetidae*) konnte die Bestimmung bis auf das vorgeschriebene Niveau nicht durchgeführt werden, da keine entsprechende technische Ausrüstung (Kaltlichtmikroskop mit großer Vergrößerung) zur Verfügung stand.

Für eine Beschreibung der funktionalen Strukturen und der Biozönosen eines Fließgewässerökosystems genügen jedoch meistens die leicht zu bestimmenden höheren taxonomischen Niveaus (VOGT & SCHÄFER 2003), so dass trotz der Abweichungen von der operationellen Taxaliste interpretierbare Daten erhoben werden konnten.

9.3.5 Berechnung

Die Ermittlung der Module Saprobie und Allgemeine Degradation nach dem PERLODES-Verfahren erfolgte mit der Software ASTERICS, die kostenfrei von der Seite WWW.FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG.DE bezogen werden kann. Um die Taxalisten in das Programm einlesen zu können, mussten folgende Vorarbeiten durchgeführt werden:

- Überführung der Individuenhäufigkeiten in die Individuendichte: Die Berechnung wird standardmäßig mit Individuen/m² durchgeführt. Daher müssen die absoluten Individuenzahlen entsprechend umgerechnet werden. Da jede der Proben auf einer Fläche von 25 cm x 25 cm (0,0625 m²) genommen wurde, ergibt sich für 20 Proben eine Gesamtfläche von 1,25 m². Die Individuenzahlen müssen demnach durch 1,25 geteilt werden, um die Individuendichte in Ind./m² zu erhalten. Da im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen jede einzelne Probe auch separat ausgewertet wurde, erfolgte die Berechnung der Individuendichte bereits auf der Ebene der (Teil-)Proben und nicht erst für die Gesamttaxaliste. Dadurch ergab sich die Individuendichte durch das Teilen der Individuenhäufigkeit durch 0,0625.
- Zusammenführung der Taxalisten zu einer Gesamtliste um eine Multihabitatbewertung zu ermöglichen: Gemäß der Verfahrensvorschrift werden hierzu die 20 Teilproben des zu bewertenden Gewässerabschnitts zu einer Gesamtprobe addiert. Analog wurden alle Taxalisten jedes Untersuchungsabschnittes zu einer Gesamttaxaliste zusammengefasst. Um die Verteilung der 32 Habitattypen angemessen zu repräsentieren, erfolgte hierzu in einem ersten Schritt für jeden Gewässerabschnitt die Generierung einer Taxaliste pro Habitattyp. Die so entstandenen 32 Taxalisten pro Abschnitt wurden in einem zweiten Schritt entsprechend der Häufigkeiten der Habitattypen in eine Gesamttaxaliste überführt.
- Die ASTERICS-Software benötigt, wie jedes datenbankbasierte Programm, einen ein-

eindeutigen Primärschlüssel, um die einzelnen Datensätze voneinander unterscheiden zu können. Die Software bietet bei der Einrichtung verschiedene Schlüssel an. Der gängige Standard ist dabei die ID_ART, eine im Zuge der Programmentwicklung neu vergebene Identifikationsnummer. Jede Art hat eine solche Nummer erhalten. Aber auch höhere Bestimmungsebenen (Gattungen, Familien und Ordnungen) wurden mit der ID_ART ausgestattet, um auch Taxa, die nicht bis zur Art bestimmt werden konnten, berücksichtigen zu können. Bevor die Taxaliste in das Programm eingelesen werden konnte, musste daher jedem Taxon die entsprechende ID zugeordnet werden.

- In einem letzten Vorbereitungsschritt wurde die Exceltabelle mit der Taxaliste in ein Format überführt, welches problemlos von der ASTERICS-Software gelesen werden konnte.

Eine ausführliche Beschreibung aller notwendigen Vorarbeiten findet sich in MEIER ET AL. (2006b) ab Seite 58.

9.3.6 Klassengrenzen und Core Metrics für den Fließgewässertyp 9.2

Für jeden Fließgewässertyp existieren spezifische Referenzbiozönosen, welche das Artenspektrum eines naturnahen Gewässers dieses Typs abbilden. Die Klassifizierung der an dem zu bewertenden Abschnitt erfassten Taxa erfolgt über einen Vergleich dieser realen Biozönose mit der Referenzbiozönose. Die gewässertypspezifische Zusammensetzung der Referenzartenlisten konnte teilweise aus historischen Quellen rekonstruiert werden, teilweise konnte jedoch auch auf naturnahe Gewässer z.B. in Osteuropa zurückgegriffen werden (FELD & BIS, 2003).

Saprobienindex Typ 9.2

Der revidierte Saprobienindex arbeitet mit einer fünfstufigen Skala, wie sie gemäß EU-WRRL standardmäßig verwendet werden soll. Die Spannweite des Index' liegt immer noch zwischen 1,0 und 4,0, doch nicht für jeden Fließgewässertyp kommt das volle Spektrum zum Tragen. Aufgrund der relativ geringen Sohlrauigkeit und der reduzierten Fließgeschwindigkeit des Typs 9.2 beträgt der saprobielle Grundzustand 1,65. Das heißt, dass ein Saprobienindex von 1,65 einem naturnahen Zustand dieses Gewässertyps entspricht.

Die Klassengrenzen der fünf Güteklassen für den revidierten Saprobienindex und die Berechnung innerhalb des PERLODES-Verfahrens sind wie folgt verteilt:

Tab. 09-09: Klasseneinteilung Saprobie Typ 9.2

Güteklasse	Klassengrenzen Saprobienindex (1,65-4,00)	Klassengrenzen Perloides Berechnung (0-1)
GK 1 – sehr gut	1,65-1,80	>0,8
GK 2 – gut	>1,80-2,25	>0,6-0,8
GK 3 – mäßig	>2,25-2,85	>0,4-0,6
GK 4 – unbefriedigend	>2,85-3,40	>0,2-0,4
GK 5 – schlecht	>3,40-4,00	0,0-0,2

Core Metrics Typ 9.2

Das PERLODES-Verfahren berücksichtigt als multimetrisches Bewertungsinstrument zahlreiche Einzelparameter, die verschiedene Aspekte der Ökologie des Makrozoobenthos' abdecken. Nicht alle Parameter sind jedoch in gleichem Maße für alle Fließgewässertypen bewertungsrelevant. Daher wurden in im Zuge der Methodenentwicklung durch umfangreiche Datenauswertungen für jeden Fließgewässertyp diejenigen Parameter (= Metrics) identifiziert, die die allgemeine Degradation am deutlichsten bewerten. Jedem Fließgewässertyp wurden so vier Core Metrics zugeordnet, die die vier Bereiche Toleranz, Funktionen, Zusammensetzung und Vielfalt/Diversität repräsentieren. Für den Typ 9.2 sind dies der German Fauna Index (als Toleranz-Metric), der Anteil der Metarhithralbesiedler (als Funktions-Metric), der Anteil der EPT-Taxa (als Metric für die naturnahe Zusammensetzung des Makrozoobenthos') und die Anzahl der EPTCBO-Taxa (als Diversitäts-Metric).

1. German Fauna Index: Der German Fauna Index (GFI) bewertet die Taxa nach den Ansprüchen, die sie an ihren Lebensraum stellen. Je besser ein Gewässerabschnitt mit naturnahen Habitatstrukturen ausgestattet ist, desto mehr Arten mit hohen Indexwerten können diesen Abschnitt besiedeln. Eine morphologische Degradation hingegen führt durch das Vorkommen anspruchsloser Ubiquisten und durch eine naturfremde Artenzusammensetzung zu schlechten Indexbewertungen. Der GFI kann Werte zwischen +2 (Taxa, die bevorzugt in Flüssen mit naturnaher Morphologie vorkommen) und -2 (Taxa, die bevorzugt in stark degradierten Gewässern vorkommen) annehmen. Er wird nach folgender Formel berechnet (Abb. 09-08).

$\text{Gesamtwert} = \frac{\sum_{i=1}^n sc_i \cdot a_i}{\sum_{i=1}^n a_i}$	<p>i = Nummer des Indikator-taxons n = Gesamtzahl der Indikator-taxa sc_i = Wert des i^{ten} Taxons a_i = Abundanzklasse des i^{ten} Taxons</p>
--	---

Abb. 09-08: Berechnungsformel für den German Fauna Index (WWW.FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG.DE)

Da die im GFI enthaltenen Taxa nicht nur auf morphologische, sondern auch auf stoffliche Belastungen empfindlich reagieren können, bildet der Index auch die Saprobie oder die Belastung mit prioritären Stoffen ab. Er ist als alleiniges Instrument nur bedingt für die Bewertung der strukturellen Degradation geeignet. Für den Fließgewässertyp 9.2 werden Werte von +0,9 als naturnahe obere und von -0,6 als untere Begrenzung angenommen (LORENZ ET AL. 2004b; MEIER ET AL. 2006a).

2. Anteil der Metarhithralbesiedler (% Ind.): Fließgewässer des Typs 9.2 gehören nicht mehr der Rhithralregion an, doch ihre naturnahen Makrozoobenthoszönosen weisen immer noch einen hohen Anteil von Taxa kleinerer und kühlerer Gewässer auf. Dies hängt maßgeblich mit der Artenzusammensetzung der kleineren Zuflüsse zusammen und integriert den Zustand des gesamten Gewässernetzes im Einzugsgebiet. Begünstigt wird das Vorkommen von Metarhithralbesiedlern durch ein natürliches Strömungsverhalten, Längsbänke und eine hohe Eigendynamik des Gewässers. Metarhithralarten ernähren sich überwiegend von C- und FPOM und die vorherrschenden Ernährungstypen sind Zerkleinerer und Filtrierer, seltener auch

Weidegänger (VANNOTE ET AL. 1980). In naturnahen Gewässern des Typs 9.2 können die Metarhithralbesiedler bis zu 25% aller Individuen ausmachen. Mit einer Zunahme der Trophie und Saprobie nimmt ihr Anteil ab und fällt in Gewässern des Typs 9.2 auf bis zu 5%. Grundlage für diesen Core Metric ist die Einstufung der Arten hinsichtlich ihrer biozönotischen Längszonenpräferenz und der autökologischen Ansprüche (MOOG (HRSG.) 1995, SCHMEDTJE & COLLING, 1996). Diese Informationen werden nach folgender Formel ausgewertet (Abb. 09-09):

$$\text{Metarhithral - Besiedler [\%]} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Metarhithralpunkte}_i * \text{Individuenzahl}_i}{\sum_{i=1}^n \text{Individuenzahl}_i * 10}$$

Abb. 09-09: Berechnungsformel für den Anteil an Metarhithralbesiedlern (www.fliessgewaesserbewertung.de)

Da die in größeren Flüssen vorkommenden Rhithralarten am Rande ihres ökologischen Toleranzbereichs leben, reagieren sie selbst auf eine geringfügige Degradation der Gewässermorphologie besonders empfindlich. Sie eignen sich daher gut als Indikatoren für die strukturelle Gewässergüte.

3. Anteil der EPT-Taxa (% der Abundanzklassen): Die Ordnungen der Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*), Steinfliegen (*Plecoptera*) und Köcherfliegen (*Trichoptera*) sind besonders charakteristisch für Fließgewässer des Typs 9.2 und reagieren überwiegend sensibel auf morphologische Belastungen. Die große Vielfalt an ungestörten Gewässer- und Umlandstrukturen führt dazu, dass diese drei Ordnungen in naturnahen Gewässerabschnitten bis zu 60% der Makrozoobenthosarten ausmachen (die Berechnung erfolgt hierbei auf Basis von Häufigkeitsklassen, vgl. BARBOUR ET AL. 1999; DESHON, 1995). Werte unterhalb von 43% deuten hingegen auf deutliche Artendefizite und eine Verschiebung des Artenspektrums hin. Ursachen hierfür können beispielsweise eine Stauhaltung im Gewässer oder eine intensive Agrarwirtschaft in Gewässernähe sein. Der Core Metric wird nach folgender Formel berechnet (Abb. 09-10):

$$\%EPT = \frac{\sum \text{Abundanzklassen der EPT - Taxa}}{\sum \text{Abundanzklassen aller Taxa}}$$

Abb. 09-10: Berechnungsformel für den Anteil der EPT-Taxa nach Abundanzklassen (www.fliessgewaesserbewertung.de)

4. Anzahl der EPTCBO-Taxa: Dieser Metric erweitert die betrachtete Artenzusammensetzung der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) um die Wasserkäfer (*Coleoptera*), Muscheln (*Bivalvia*) und Libellen (*Odonata*) und errechnet die Summe aller Arten der sechs Ordnungen (LORENZ ET AL. 2004b). Viele Taxa der EPTCBO-Ordnungen sind gegenüber morphologischen Belastungen intolerant und stellen zudem hohe Ansprüche an die Gewässer- und Umfeldhabitate. Daher reagiert der Metric empfindlicher auf Störungen als die Gesamtartenzusammensetzung. In naturnahen

Gewässern des Typs 9.2 stellen die sechs Ordnungen einen bedeutenden Anteil der Taxalisten. Dort können bis zu 25 Arten in einer einzelnen Probe gefunden werden, während in sehr stark degradierten Abschnitten oft weniger als zehn Arten anzutreffen sind. Durch die Verwendung der absoluten Taxazahl ist das Ergebnis dieses Metrics in starkem Maße abhängig von der Zeit, die für die Sortierung und Bestimmung der Makrozoobenthosproben zur Verfügung steht. Da im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens deutlich mehr Zeit für die Sortierung und Bestimmung aufgewendet wurde als offiziell vorgesehen, ist zu vermuten, dass die Bewertung dieses Metrics im Vergleich zu den anderen drei Core-Metrics tendenziell zu gut ausfallen wird. Die Verwendung eines relativen Metrics würde hier zu einer verlässlicheren Bewertung führen.

Nach BÖHMER ET AL. (2004: 419) eignen sich auch andere Metrics besonders gut, um die allgemeine Degradation der mittelgroßen Fließgewässer der Mittelgebirge (und damit auch der hier untersuchten Lahn) zu kennzeichnen. Neben den offiziellen Core-Metrics erzielten vor allem der Shannon-Wiener-Index, der Rheoindex, der Anteil der Weidegänger und der Anteil der Zerkleinerer die besten Korrelationen.

9.4 Chemisch-Physikalisches Messprogramm

Um die Zusammenhänge zwischen der Gewässerbettmorphologie und der Besiedlung durch aquatische Wirbellose aufzuzeigen, muss gewährleistet sein, dass der kausale Zusammenhang dieser beiden Größen nicht durch weitere Faktoren überlagert wird. Die Eignung des Fließgewässers im engeren Sinn als Lebensraum ist zwar ein bedeutender Parameter für die aquatische Besiedlung, aber daneben existieren weitere Einflussgrößen, wie die Geologie und Höhenlage des Einzugsgebietes, veränderte Räuber-Beute-Beziehungen (z.B. durch Fischbesatz) oder die Landnutzung in der Aue. Diese Faktoren können die Besiedlung mit aquatischen Wirbellosen maßgeblich verändern, lassen sich jedoch nur schwer eindeutig quantifizieren. Anders für den Bereich der chemisch-physikalischen Wasserqualität. Nähr- und Schadstoffe, die in die Gewässer eingetragen werden, verändern die Lebensbedingungen der benthischen Arten auf vielfältige Weise. Nach BEHRENDT ET AL. (1999) sind sieben Eintragspfade in die Oberflächengewässer von besonderer Bedeutung: Punktquellen, atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Eintrag aus dem Grundwasser, Einleitung aus Drainagen und Abspülung von versiegelten Flächen. Die eingetragenen Verbindungen verändern den Nährstoffhaushalt und die chemische Charakteristik der Gewässerökosysteme oder wirken gar toxisch auf die aquatische Fauna. Einzelne Parameter der Wasserqualität werden bereits seit vielen Jahrzehnten gemessen und eine Fülle von Grenzwerten wurde erarbeitet. Aus diesem Grund wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens ein dreijähriges Messprogramm für einige der wichtigsten Kenngrößen der Wasserqualität durchgeführt. Die Ergebnisse dienen der Charakterisierung der Untersuchungsabschnitte hinsichtlich ihres chemisch-physikalischen Milieus und der Einordnung der Makrozoobenthosbefunde.

Die Untersuchungen wurden mit Hilfe gängiger Vor-Ort-Analytik in monatlichen Abständen durchgeführt. Neben Messsonden (der Firma WTW) kamen dabei auch halbquantitative Schnelltests (der Firma Merck) zur Anwendung.

Folgende Parameter wurden untersucht:

- Wassertemperatur;
- pH-Wert;
- elektrische Leitfähigkeit;
- Sauerstoffkonzentration und -sättigung;
- Nitrat;
- Nitrit;
- Ammonium;
- Phosphat;
- Sulfat.

9.5 Sonstige Methoden

Neben den beschriebenen Methoden der Gewässerstrukturgütekartierung, der Makrozoobenthosprobennahme und -auswertung sowie dem chemisch-physikalischen Messprogramm wurden die Untersuchungen durch weitere Methoden ergänzt.

9.5.1 Photodokumentation

Um die Charakteristik der Untersuchungsgebiete sowie deren Veränderungen über die Dauer des Forschungsvorhabens dokumentieren zu können, wurden von Januar 2006 bis April 2011 mehr als 280 Photos gemacht. Diese zeigen nicht nur Ausschnitte der untersuchten Gewässerabschnitte und besondere Strukturmerkmale, sondern auch einzelne Messflächen des TRiSHa-Verfahrens im Uferbereich. Diese Photos dokumentieren die Substratverteilung, den Bewuchs mit Makrophyten und den Anteil organischen Materials in diesen Messflächen.

Viele Motive wurden im Verlauf des Forschungsvorhabens mehrfach photographiert, so dass auch die zeitliche Entwicklung nachvollzogen werden kann. Besondere Bedeutung hat dies in dem Untersuchungsgebiet „Cappel“, das aufgrund seiner relativ kurz zurückliegenden Renaturierung einer intensiven Sukzession unterliegt.

9.5.2 Sekundärquellen

Für die Auswahl der Untersuchungsgebiete war auch ausschlaggebend, dass die Lahn im Mittellauf bereits seit den 1980er Jahren mehrfach intensiv unter ökologischen Gesichtspunkten untersucht wurde. Auf die Daten der Untersuchungen in den Gebieten „Auf der Weide“ und der „Cappeler Fischerwiese“, die im Rahmen der Renaturierungsplanung erhoben wurden, konnte ebenso zugegriffen werden wie auf die „Lahnstudie“, mehrere Diplomarbeiten und Dissertationen, die in diesem Bereich durchgeführt wurden, sowie offizielle Daten der zuständigen Behörden (ALTEMÜLLER & HERING 1987; BANNING 2007; BEURER 1997; BUCHHOFFER 1991; DIETZEL & KORNDER GMBH (HRSG.) 2001; FREDE ET AL. 1991; GEIGER 2008; GLEIM & OPP 2004; HLUG (HRSG.) 2004b, 2004d-2004g, 2005a-2005c; HMULF (HRSG.) 1999 & 2000; HOLLAND 1998; HÜBNER 2003; KLEIN 1991; KUNZE ET AL. 1991a & 1991b & 1991c & 1991d; MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG (HRSG.) 1991 & 2002; NECKERMANN & ACHTERHOLDT 1999; REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 1991, 1992 & 1994; SCHRÖDER & TRÄBING 1991; TERPITZ 1991; TILLMANNS 2004; WERNER ET AL. 1991; WOLF & BORCHARDT 1991; WOLF & MEHLHART 1991).

10. Untersuchungsaufbau

10.1 Abgrenzung der Untersuchungsabschnitte

Die Auswahl der drei Untersuchungsgebiete erfolgte mit dem Ziel, den Zustand vor einer Renaturierung, unmittelbar nach einer Renaturierung und mehrere Jahre nach Umsetzung einer solchen Maßnahme zu erfassen. Die drei ausgewählten Gebiete weisen auch unterschiedliche Rahmenbedingungen hinsichtlich des Abflussverhaltens (frei fließend oder staureguliert) sowie der Landnutzung in der Aue (Siedlungs- und Verkehrsflächen, Gewerbeflächen und landwirtschaftliche Nutzflächen) auf. Es war jedoch nicht möglich die gesamten Gebiete mit einer solch hochauflösenden Methodik zu untersuchen, wie es die Fragestellung erforderte. Aus diesem Grund wurden innerhalb der drei Untersuchungsgebiete insgesamt zehn Untersuchungsabschnitte ausgewiesen, in denen die Detailuntersuchungen durchgeführt werden konnten. Dabei sollten sowohl Hauptlauf- als auch Seitenarmabschnitte, renaturierte und nicht renaturierte Bereiche, freifließende und stauregulierte Abschnitte und vergleichsweise strukturreiche und -arme Abschnitte vertreten sein. Das letzte dieser Kriterien, die Strukturgüte der Abschnitte, leitete sich aus den Ergebnissen des ersten Methodenblocks – der Gewässerstrukturgütekartierung – ab (siehe Kap. 11). Innerhalb jedes der drei Untersuchungsgebiete wurden Abschnitte sowohl aus den am besten bewerteten Bereichen und aus den an schlechtesten bewerteten Bereichen als Untersuchungsabschnitt ausgewählt.

Die zehn Abschnitte wurden so ausgewählt, dass in den renaturierten Untersuchungsgebieten je vier Abschnitte und in dem nicht renaturierten Gebiet zwei Abschnitte bearbeitet werden konnten. Die genaue Verteilung und Benennung der Untersuchungsabschnitte kann Tab. 10-01 entnommen werden.

Tab. 10-01: Charakteristika der Untersuchungsabschnitte

	Hauptlauf	Seitenarm	Renaturiert	Nicht Renaturiert	Freifließend	Staureguliert	relativ strukturreich	relativ strukturarm
Weide 1	X		X		X		X	
Weide 2	X		X		X			X
Weide 3		X	X		X			X
Weide 4		X	X		X		X	
Gissel 1	X			X	X		X	
Gissel 2	X			X	X			X
Cappel 1	X		X			X		X
Cappel 2	X		X			X	X	
Cappel 3		X	X			X	X	
Cappel 4		X	X			X		X
Anzahl der Abschnitte:	6	4	8	2	6	4	5	5

Zusätzlich zu der Ausweisung der Untersuchungsabschnitte wurden zu Beginn des For-

schungsvorhabens sechs Messstellen für das chemisch-physikalische Messprogramm ausgewählt (Tab. 10-02).

Tab. 10-02: Lage der Messpunkte für das chemisch-physikalische Messprogramm

Kurzbezeichnung	Untersuchungsgebiet	Lage der Messpunkte
MP-C1	Cappeler Fischerwiese	In dem 1997 renaturierten Seitenarmabschnitt, direkt unterhalb der Brücke
MP-C2	Cappeler Fischerwiese	Im Hauptlauf der Lahn, im Bereich des Abschnitts Cappel 2
MP-C3	Cappeler Fischerwiese	In dem 2005 renaturierten Seitenarmabschnitt, Flachuferbereich
MP-G	Gisselberger Straße	Im Untersuchungsabschnitt Gissel 2 in einem strömungsreichen Bereich
MP-W1	Auf der Weide	Im Hauptlauf der Lahn, im Bereich des Abschnitts Weide 1
MP-W2	Auf der Weide	In einem nicht permanent durchströmten Seitenarm nördlich des Abschnitts Weide 1

10.2 Arbeits- und Zeitplan

Die Vorbereitungen des Forschungsvorhabens begannen im vierten Quartal 2005. Die für die Bearbeitung der Fragestellungen notwendigen Feldarbeiten wurden von Januar 2006 bis Dezember 2008 durchgeführt (Tab. 10-03).

Tab. 10-03: Frequenz und Zeiträume der Methodenanwendung

Methode	Untersuchungsfrequenz	Untersuchungszeitraum
Gewässerstrukturgütekartierung	Einmalige Kartierung	April 2006
TRiSHa-Kartierung	Jährliche Kartierung	April & Mai 2006 April & Mai 2007 April & Mai 2008
Makrozoobenthosprobennahme	Jährliche Kartierung	Mai – Juli 2006 Mai – Juli 2007 Mai – Juli 2008
chemisch-physikalisches Messprogramm	Monatlich	Januar 2006 – Dezember 2008

Dieser Zeitplan konnte im Großen und Ganzen auch eingehalten werden. Für die Durchführung der TRiSHa-Kartierung sowie der Makrozoobenthosprobennahme wurden jedoch längere Niedrigwasserperioden benötigt. Zum einen konnte nur so die Vergleichbarkeit der Daten mit Daten aus anderen Untersuchungen gewährleistet werden. Zum anderen ist die Lahn zu Fuß nur bei geringer Wasserführung passierbar, so dass die Feldarbeiten bei Mittelwasser nicht durchgeführt werden konnten. Im Jahr 2007 gab es vergleichsweise wenige Niedrigwasserperioden, so dass in diesem Jahr die TRiSHa-Kartierung nur teilweise (im Gebiet „Auf der Weide“) und die Makrozoobenthosprobennahme gar nicht durchgeführt werden konnten.

Im Anschluss an die umfangreichen Feldarbeiten erfolgte die Auswertung der gesammelten Daten. Hierbei nahm vor allem die Bestimmung der Belegexemplare des Makrozoobenthos' die meiste Zeit in Anspruch, so dass erst im Jahr 2010 mit der Interpretation der Daten sowie mit der Abfassung der Dissertationsschrift begonnen werden konnte.

III. Teil – Ergebnisse und Diskussion

Nachfolgend werden die Ergebnisse der vier angewendeten Methoden präsentiert und diskutiert. Begonnen wird dabei mit der Gewässerstrukturgütekartierung (Kapitel 11), welche die Grundlage für die Auswahl der Untersuchungsabschnitte bildete. Anschließend werden die Ergebnisse der TRiSHa-Kartierung (Kapitel 12), der Makrozoobenthosbeprobungen (Kapitel 13) sowie des chemisch-physikalischen Messprogramms (Kapitel 14) vorgestellt.

11. Gewässerstrukturgütekartierung

Die Kartierung der Gewässerstrukturgüte nach dem modifizierten Verfahren des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLAW (HrSG.) 2002) lieferte die Datengrundlage für die weiterführenden Untersuchungen der Gewässerbettmorphologie und des Makrozoobenthos'. Die Vorstellung und Diskussion der Ergebnisse der Kartierung der drei Untersuchungsgebiete (Kap. 11.2 bis 11.4) wird ergänzt durch eine Betrachtung der Vergleichbarkeit der durchgeführten Kartierungen mit den bereits seit Ende der 1990er Jahre vorliegenden Strukturgütedaten (Kap. 11.1). Ein Vergleich der Gewässerstrukturgütedaten mit den Ergebnissen der Sohlstrukturkartierung erfolgt hingegen erst im Anschluss an die Diskussion der Mikromorphologiedaten in Kapitel 12.5.

11.1. Vergleich der Ergebnisse verschiedener Methoden

Für die drei Untersuchungsgebiete liegen bereits seit 1999 Daten der Gewässerstrukturgüte vor, die nach dem Vor-Ort-Verfahren der LAWA (LAWA (HrSG.) 2000) erfasst wurden und online abgerufen werden können (www.gesis.hessen.de). Diese Daten vermitteln einen ersten Eindruck von der strukturellen Ausstattung der Untersuchungsgebiete. Da sie jedoch in einem sehr kleinen Maßstab mit vergleichsweise geringer räumlicher Auflösung vorliegen und zum Aufnahmezeitpunkt die meisten Renaturierungsmaßnahmen noch gar nicht umgesetzt waren, eignen sie sich kaum für weiterführende Untersuchungen auf der lokalen Ebene (GROLL & OPP 2008). Dies soll ein Vergleich dieser Daten mit den Ergebnissen der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Kartierung verdeutlichen.

Exemplarisch sind in Abb. 11-01 die Ergebnisse der Gewässerstrukturgüte (Gesamtbewertung) für das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ dargestellt.

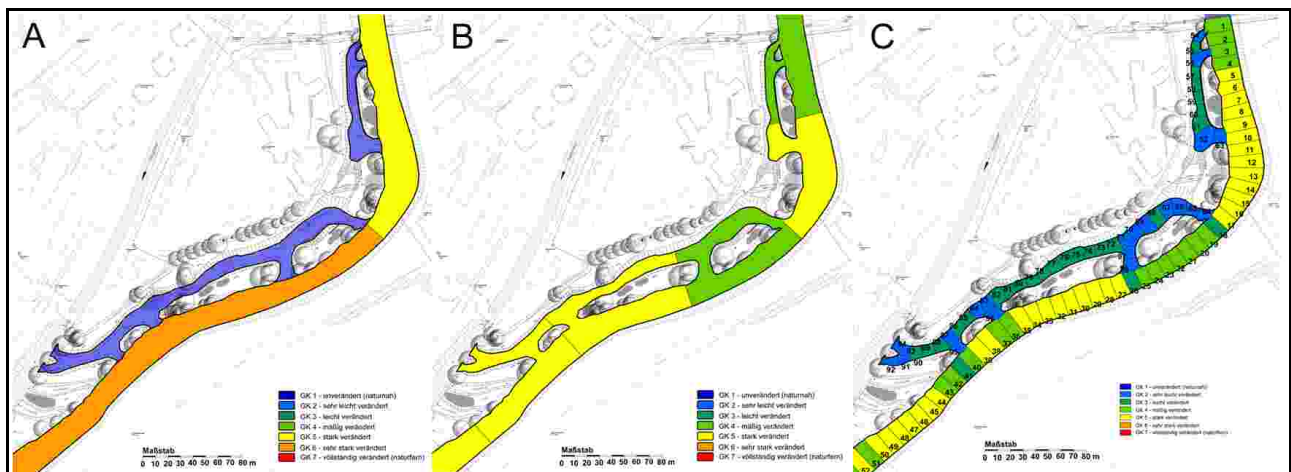


Abb. 11-01: Vergleich der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Auf der Weide“; dargestellt sind die Ergebnisse der landesweiten Kartierung vor der Renaturierung (A – www.gesis.hessen.de), einer Kartierung nach dem LAWA-Verfahren nach der Renaturierung (B – FRIEDRICH K. 2005) sowie die Ergebnisse nach dem modifizierten Verfahren des BLAW (C – eigene Daten), Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER (2001)

Die Daten der offiziellen Gewässerstrukturgütekartierung (Abb. 11-01, A) sind für das exemplarische Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ kaum aussagekräftig, da die Kartierung vor der Renaturierung durchgeführt wurde und die räumliche Auflösung des LAWA-Verfahrens für die Erfolgskontrolle der Renaturierungsmaßnahmen ungenügend ist. Kleinräumige Wertstrukturen, wie sie für das Makrozoobenthos relevant sind, lassen sich anhand dieser Daten nicht identifizieren. Eine gezielte Auswahl von Detailuntersuchungsabschnitten ist somit ebenso wenig möglich wie die Überprüfung eines Zusammenhangs zwischen der Strukturgüte und dem Makrozoobenthos. Dies gilt überdies nicht nur für die hier vorgestellten Untersuchungen. Auch bei der Interpretation von Studien, die diese Zusammenhänge nachgewiesen haben, muss bedacht werden, dass die zugrunde liegenden Strukturdaten häufig viele Jahre älter sind als die damit verglichenen faunistischen Daten. Alle Veränderungen, die in den hochdynamischen Fließgewässerökosystemen im Laufe mehrerer Jahre zu einer Entwicklung der Habitatstrukturen führen und somit Einfluss auf die aquatischen Lebensgemeinschaften haben, bleiben unberücksichtigt. Ein Vergleich von derart zeitlich entkoppelten Datensätzen ist somit streng genommen unzulässig. Dies betrifft vor allem jene groß angelegten nationalen Studien, die ausschließlich auf vorhandenes Datenmaterial zurückgreifen (müssen).

Die Ergebnisse von FRIEDRICH K. (2005) (Abb. 11-01, B) wurden ebenfalls mit dem LAWA-Verfahren ermittelt, allerdings nach der Umsetzung der Renaturierungsmaßnahme im Jahr 2002. Strukturreiche und weniger strukturreiche Abschnitte lassen sich hier bereits erkennen und zeichnen durch die intensivere Auseinandersetzung mit dem Untersuchungsgebiet ein realistischeres Bild der Gewässerstruktur als dies die landesweite Kartierung vermochte. Allerdings können auch hier die 100 m langen Abschnitte Feinheiten der Gewässerstruktur nicht abbilden. Dementsprechend leiten sich die Unterschiede in der Bewertung aus der Laufkrümmung und dem großräumigen Strömungsbild ab. Auch eine gesonderte Betrachtung der Seitenarme wurde von Friedrich nicht vorgenommen, so dass eine gezielte Auswahl von strukturreichen und strukturarmen Abschnitten erschwert wird.

Diese Defizite der standardisierten Methodik der Gewässerstrukturgütekartierung rechtfertigen den Einsatz einer angepassten Kartieranleitung, welche höher aufgelöste Ergebnisse liefert. Wie in Abb. 11-01 (C) zu erkennen ist, werden mit der im Rahmen dieser Arbeit angewandten Methode Unterschiede der Gewässerstrukturgüte kleinräumig detailliert aufgezeigt, was einerseits die Auswahl von Untersuchungsabschnitten erleichtert und andererseits die Möglichkeiten, von der Strukturgüte auf die ökologische Gewässergüte zu schließen, verbessert.

11.2 Ergebnisse und Diskussion „Auf der Weide“

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung im Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ dargestellt. Die Ergebnisse der Kartierung des Hauptlaufs der Lahn und der durch die Renaturierung entstandenen Seitenarme erfolgt dabei für jedes Teilsystem und jeden Funktionskomplex parallel. Anschließend wird schließlich die Auswahl der vier Untersuchungsabschnitte anhand der Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung begründet.

Wie im Methodenteil dieser Arbeit (Kapitel 9.1.2) beschrieben, setzt sich die Bewertung der Gewässerstrukturgüte nach dem Verfahren des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLAW (HRSg.) 2002: 12) aus 26 Einzelparametern zusammen. Statt die Ergebnisse aller Einzelparameter ausführlich zu präsentieren, werden nur die sieben

Funktionskomplexe näher betrachtet, welche durch eine gewichtete Aggregation der Einzelparameter entstehen und in einem zweiten Aggregationsschritt die beiden Teilsysteme Gewässerbettdynamik und Auendynamik bilden. Die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte erfolgt durch eine gewichtete Zusammenführung der Ergebnisse der beiden Teilsysteme. In der Diskussion der Ergebnisse wird jedoch auf die für die Einstufung der Abschnitte relevanten Einzelparameter Bezug genommen. Diese Reduktion auf die wesentlichen Ergebnisse der Strukturgütekartierung erfolgte, da der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit auf den beiden Methodenkomplexen der Sohlstrukturkartierung und der Makrozoobenthosbeprobung liegt, während die Gewässerstrukturgüte lediglich Grundlagendaten liefert.

In dem folgenden Teilkapitel werden die Kartiерergebnisse für eine 530 m lange Strecke des Hauptlaufes der Lahn und die 450 m langen im Zuge der Renaturierung angelegten Seitenarme vorgestellt, welche in insgesamt 98 Kartierabschnitte mit je 10 m Länge unterteilt wurden.

11.2.1 Teilsystem Gewässerbettdynamik

Das Teilsystem Gewässerbettdynamik setzt sich aus den vier Funktionskomplexen Linienführung, Verlagerungspotenzial, Entwicklungsanzeichen und Strukturausstattung zusammen, wobei der Linienführung das höchste und der Strukturausstattung das niedrigste Gewicht zukommt.

Funktionskomplex Linienführung: Der einzige Parameter, welcher in diesen Funktionskomplex einfließt, ist die Laufkrümmung. In der Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte kommt der Laufkrümmung damit das größte Gewicht zu. Der Hauptlauf der Lahn weist unterhalb des Grüner Wehres über eine Länge von mehreren hundert Metern einen gewundenen Lauf auf. Dies spiegelt sich in einer als „mäßig verändert“ (Bewertungskategorie 3) eingestuften Linienführung wider. Über eine Länge von 70 m im oberen Drittel der kartierten Fließstrecke (Abschnitte W13 bis W21) wurde sogar die Bewertungskategorie 1 als dem Leitbild entsprechende, bestmögliche Linienführung vergeben. Der Mittelwert der Bewertung aller 53 Kartierabschnitte des Hauptlaufes liegt bei 2,66, so dass dieser Abschnitt in seiner Gesamtheit als „mäßig verändert“ eingestuft wurde.

Die Bewertung der Linienführung der Seitenarme gestaltet sich problematisch. Die Gewässerstrukturgüte vergleicht den aktuellen Zustand immer mit einem Leitbild. Die Seitenarme wurden gemäß der aus dem Leitbild abgeleiteten Entwicklungsziele angelegt, entsprechen in ihrer Laufkrümmung also vollständig dem gewünschten Entwicklungsziel und demnach auch soweit wie möglich dem anzustrebenden Leitbild. Eine bessere als die gegenwärtige Laufentwicklung ist unter den gegebenen Restriktionen (Breite der Aue) nicht zu erzielen und das Entwicklungsziel kann als erreicht angesehen werden. Daher wurde der Funktionskomplex Linienführung in den Seitenarmabschnitten als unverändert (Güteklasse 1) eingestuft. Dies widerspricht gewissermaßen der Tatsache, dass der aktuelle Gewässerlauf ja erst durch anthropogene Eingriffe geschaffen wurde und auch auf den historischen Karten der Lahn keine Laufverzweigungen in diesem Bereich identifiziert werden konnten. Da jedoch das offizielle Leitbild die Bewertungsgrundlage darstellt, hat diese Diskrepanz keinen Einfluss auf die Gewässerstrukturgüte. Für die gesamte Lahn im Bereich „Auf der Weide“ ergibt sich somit ein Mittelwert von 1,90 und damit eine deutliche Aufwertung durch die Renaturierungsmaßnahme.

Funktionskomplex Verlagerungspotenzial: Der Funktionskomplex Verlagerungspotenzial setzt sich aus acht Einzelparametern zusammen, welche den Verbau der Gewässersohle und der Ufer sowie die Beeinträchtigung des Strömungsverhaltens (z.B. durch Querbauwerke und Durchlässe) bewerten.

Im Hauptlauf der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“ wurden für diesen Funktionskomplex Bewertungen zwischen 1 (unverändert) und 7 (vollständig verändert) vergeben. Die meisten Kartierabschnitte wurden jedoch als „mäßig verändert“ eingestuft. Daraus ergibt sich ein Mittelwert von 3,08 und eine Einstufung des Verlagerungspotenzials des gesamten Hauptlaufs als „mäßig verändert“.

Die Beeinträchtigungen des Funktionskomplexes Verlagerungspotenzial sind vor allem in der Uferbefestigung in Form von Blockschüttungen zu sehen, welche das linke Lahnufer (Prallhang) nahezu lückenlos gegen dynamische Verlagerungsprozesse sichern. Am rechten Lahnufer (Gleithang) wurde die Blockschüttung teilweise im Zuge der Renaturierungsmaßnahme zurückgebaut und ist nur noch stellenweise vorhanden.

Die Gewässersohle hingegen ist nicht verbaut und die Gewässerbettdynamik wird auch nicht durch Querbauwerke, Durchlässe und Verrohrungen beeinträchtigt.

Im Längsverlauf des Hauptlaufs der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“ wurde der Funktionskomplex Verlagerungspotenzial wie folgt bewertet:

Alle Abschnitte bis auf W05 (Bewertung = 7), W18 (Bewertung = 1) und W47 (Bewertung = 5 – stark verändert) wurden mit der Güteklasse 3 (mäßig verändert) bewertet.

In den Seitenarmen wurde das Verlagerungspotenzial im Mittel mit 2,29 und damit als gering bis mäßig verändert bewertet. In den einzelnen Abschnitten wurden die Güteklassen 1 und 3 vergeben. Im mittleren Bereich (W72 bis W82) wurde ein 110 m langer Abschnitt durchweg als mäßig verändert eingestuft.

Für das Gesamtgebiet „Auf der Weide“ ergibt sich ein Mittelwert von 2,71. Der Funktionskomplex Verlagerungspotenzial hat demnach durch die Renaturierung eine leichte Aufwertung erfahren.

Funktionskomplex Entwicklungsanzeichen: Dieser Funktionskomplex setzt sich aus den vier Einzelparametern Tiefenvariabilität, Breitenvariabilität, Ufererosion und Anlandungen zusammen.

Der Hauptlauf der Lahn im Bereich „Auf der Weide“ wurde hinsichtlich der Entwicklungsanzeichen durchweg als deutlich bis vollständig verändert eingestuft (Mittelwert 5,42). Schlecht und weniger schlecht bewertete Abschnitte sind über alle Bereiche der kartierten Fließstrecke verteilt, im oberen Bereich fällt die Bewertung jedoch tendenziell besser aus als im unteren.

Auf der Ebene der Einzelparameter treten bei der Tiefen- und Breitenvariabilität sehr große Schwankungen auf. Besonders hervorzuheben ist hierbei ein ca. 150 m langer Bereich ab Kartierabschnitt W18, welcher durch eine überdurchschnittliche Bewertung dieser beiden Parameter auffällt.

Im unteren Bereich der kartierten Fließstrecke (ab Kartierabschnitt W34) überwiegen hingegen schlechte bis sehr schlechte Bewertungen. Das Gewässerbett ist in diesem Abschnitt stärker befestigt und das Strömungsverhalten wird mit zunehmenden Abstand von der Wehranlage ruhiger und weniger turbulent.

Die renaturierten Seitenarme weisen, gemessen an der geringeren Gewässerbreite, eine

höhere Tiefen- und Breitenvariabilität als der Hauptlauf der Lahn auf. Auch Anlandungen wurden in den Seitenarmabschnitten häufiger kartiert als in den Hauptlaufabschnitten. Dies spiegelt sich auch in der Bewertung des Funktionskomplexes Entwicklungsanzeichen wider, die mit einem Mittelwert von 2,91 (mäßig verändert) um mehr als 2 Güteklassen besser ausfällt als im Hauptlauf. Die räumliche Verteilung guter und weniger guter Abschnitte ist in den Seitenarmen heterogen, tendenziell fiel die Bewertung im unteren Teil der kartierten Fließstrecke (W83 bis W98) und in einem kürzeren Abschnitt im oberen Bereich (W64 bis W71) am Besten aus.

Für den gesamten Lahnabschnitt „Auf der Weide“ wurde die Bewertung des Funktionskomplexes Entwicklungsanzeichen durch die Renaturierung um eine ganze Güteklasse verbessert (Mittelwert: 4,27).

Die Ergebnisse der beiden Parameter Tiefen- und Breitenvariabilität sollen etwas ausführlicher dargestellt werden, da sie größeren Einfluss auf die Habitatvielfalt für das Makrozoobenthos haben können.

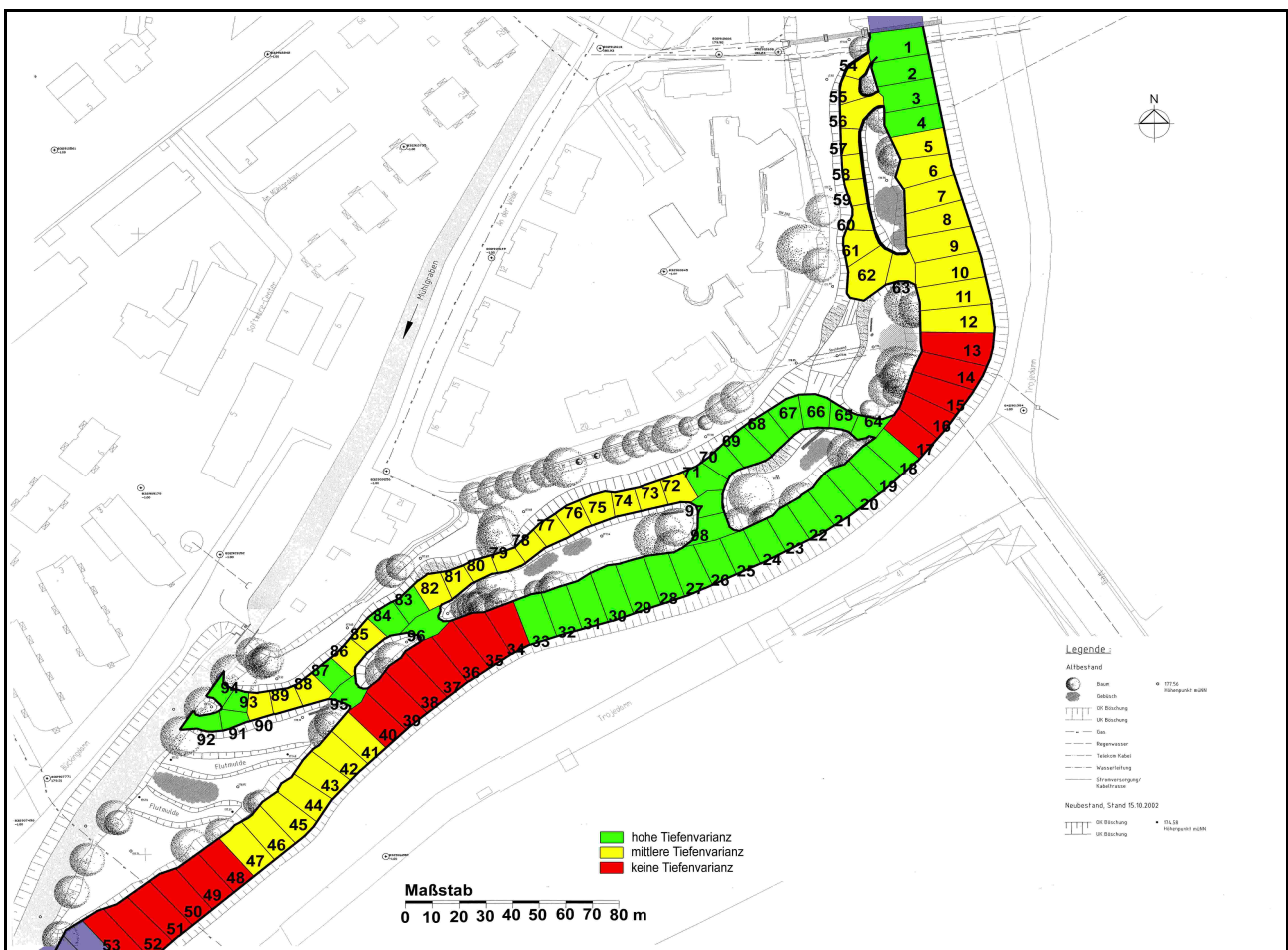


Abb. 11-02: Ausprägung des Parameters Tiefenvariabilität im Gebiet „Auf der Weide“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Die Tiefenvariabilität ist im Hauptlauf der Lahn stellenweise ausgeprägt und stellenweise ist überhaupt keine Tiefenvariabilität vorhanden. Die strukturreichsten Bereiche befinden sich direkt unterhalb der Brücke und unterhalb des Kabeldükers der Telekom (Abschnitte

01-04 und 18-33), während der südliche Teil des Untersuchungsgebietes durch eine sehr geringe Tiefenvariabilität gekennzeichnet ist (Abb. 11-02).

Die renaturierten Seitenarme weisen eine insgesamt höhere Tiefenvariabilität auf, mit den besten Bewertungen im mittleren und unteren Bereich.

Die Breitenvariabilität wurde insgesamt deutlich schlechter bewertet. Vor allem im Hauptlauf mit den befestigten Uferbereichen konnte höchstens eine mäßige Breitenvariabilität festgestellt werden (Abb. 11-03). In den Seitenarmen ist die Breitenvariabilität deutlich stärker ausgeprägt

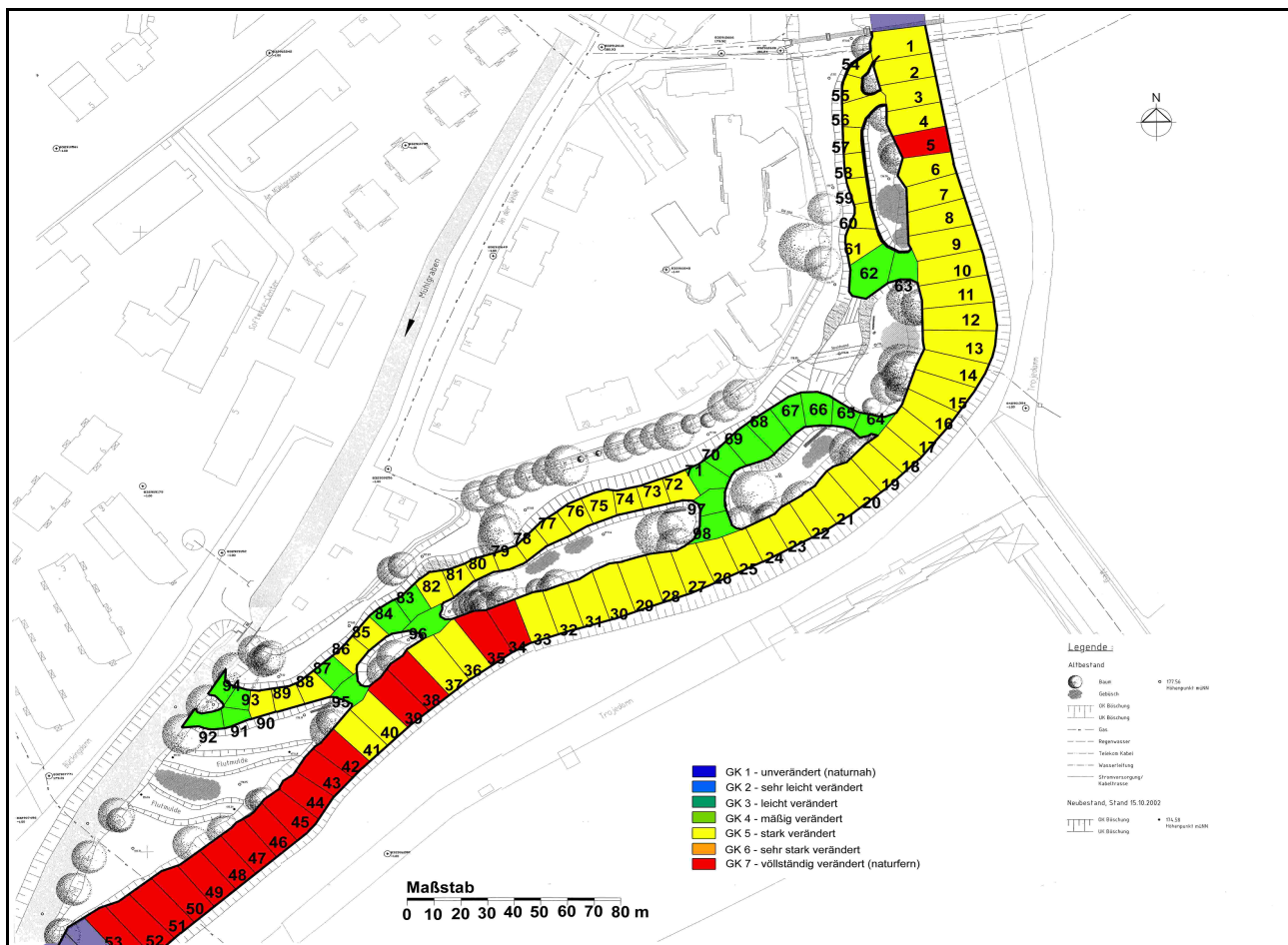


Abb. 11-03: Ausprägung des Parameters Breitenvariabilität im Gebiet „Auf der Weide“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Funktionskomplex Strukturausstattung: In die Bewertung dieses Funktionskomplexes fließen vier Einzelparameter ein. Die Strömungsvielfalt ist eng an die Tiefenvariabilität gekoppelt und weist daher ähnlich große Schwankungen wie diese auf (Abb. 11-04). Die Vielfalt verschiedener Sohlsubstrate ist wiederum zu einem großen Teil von der Verteilung der Strömungsgeschwindigkeit im Gewässerquerschnitt abhängig, wird jedoch auch durch anthropogene Eingriffe (künstliche Substrate) und die Verbreitung verschiedener Sedimente in der Aue beeinflusst. Die Parameter Böschungsbewuchs und Sonderstrukturen bewerten die strukturelle Ausstattung der Uferböschungen und der Gewässersohle und bewerten diese hinsichtlich ihrer Natürlichkeit.

Die Bewertung dieses Funktionskomplexes fällt mit einem Mittelwert von 4,17 „deutlich

verändert“ aus. Die schlechteste Bewertung wurde wiederum in der unteren Hälfte der kartierten Fließstrecke verzeichnet. Dies liegt vor allem in der mangelhaften Strömungsvielfalt und der vergleichsweise schlechten Substratvielfalt begründet.

Der Böschungsbewuchs, der von einem alten und standorttypischen Baumbestand (vor allem Weiden) dominiert wird, wertet den gesamten Abschnitt auf, während die Stickstoffanreicherung in der Krautschicht und das gehäufte Vorkommen des invasiven Neophyts *Impatiens glandulifera* R. (drüsiges Springkraut) negativ in die Bewertung einfließen.

Hinsichtlich der Strukturausstattung sind die Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und den Seitenarmen weniger groß als für den Funktionskomplex Entwicklungsanzeichen. Mit einem Mittelwert von 3,13 (mäßig verändert) fällt die Bewertung der Seitenarmabschnitte um eine Güteklasse besser aus als im Hauptlauf der Lahn. Die beste Strukturausstattung wurde dabei im unteren Bereich der kartierten Fließstrecke (W83 bis W98) festgestellt. Ausschlaggebend war hierbei die große Strömungsvielfalt und die damit einhergehende Heterogenität der Sohlsubstrate in dem südlichsten Seitenarm. Im Vergleich zu der Tiefen- und Breitenvariabilität fällt jedoch auf, dass die Seitenarme eine vergleichsweise geringe Strömungsvielfalt aufweisen.

Durch die Renaturierung wurde die Bewertung der Strukturausstattung für die gesamte Lahn im Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ um eine halbe Güteklasse (Mittelwert: 3,69) verbessert.

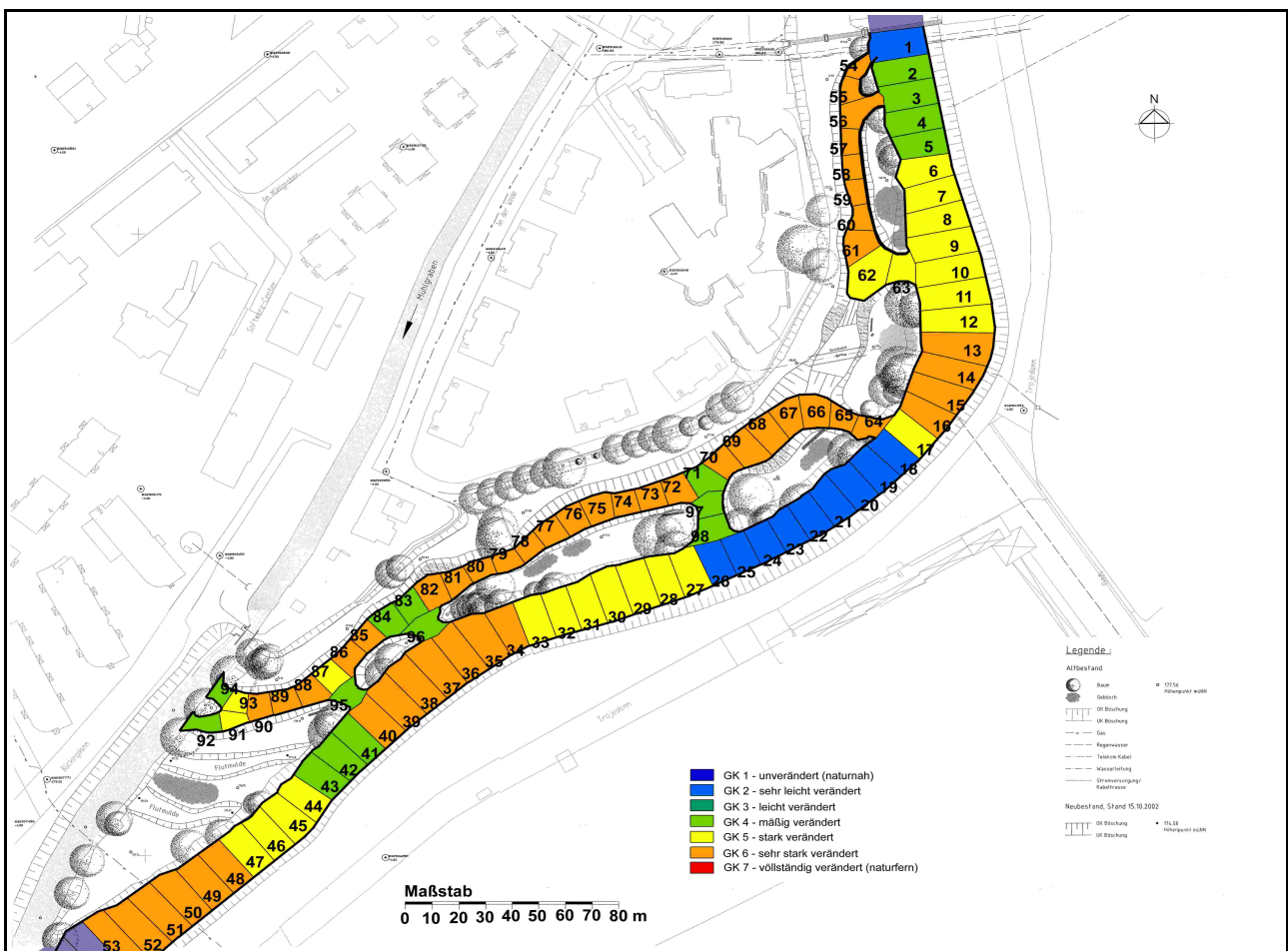


Abb. 11-04: Ausprägung des Parameters Strömungsvielfalt im Gebiet „Auf der Weide“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

bend dafür ist vor allem die Vergabe der Güteklasse 1 für den Funktionskomplex Linienführung, der am stärksten in die Gesamtbewertung der Gewässerbettdynamik einfließt. Doch auch die übrigen Funktionskomplexe wurden in den Seitenarmen besser bewertet als in den Hauptarmen, so dass die Verbesserung der Strukturgüte des Gewässerbettes nicht nur von der bewussten Einstufung der Laufkrümmung abhängig ist, sondern sich konsistent durch die meisten der bewerteten Parameter zieht.

Für die gesamte Lahn im Bereich „Auf der Weide“ ergibt sich für die Gewässerbettdynamik ein Mittelwert von 3,07 (mäßig verändert) und damit eine renaturierungsbedingte Aufwertung um mehr als eine halbe Güteklasse.

11.2.2 Teilsystem Auendynamik

In diesem zweiten Teil der Gesamtbewertung werden die natürlichen Funktionen der Aue untersucht. Dies sind vor allem das Vermögen des Gewässers im Hochwasserfall in der Aue naturgemäße Retentionsflächen nutzen zu können, die Eignung der Uferstreifen als Lebensraum für standorttypische Tier- und Pflanzenarten sowie die Fähigkeit der Aue Nähr- und Schadstoffe zurückzuhalten. Diese drei Funktionskomplexe werden im Folgenden für das Gebiet „Auf der Weide“ beschrieben und anschließend in die Gesamtbewertung der Auendynamik überführt.

Funktionskomplex Retentionsraum: In die Bewertung dieses Funktionskomplexes fließen die beiden Parameter Hochwasserschutzbauwerke und Ausuferungsvermögen ein. Sie bewerten, wie breit die überflutbare Aue in Relation zur Gewässerbreite ist und ob das Ausuferen des Gewässers z.B. durch ein stark eingetieftes Gewässerbett oder oberhalb gelegene Abflussregulierungen beeinträchtigt ist.

Die Aue der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“ wurde hinsichtlich der Natürlichkeit des Retentionsraums als stark verändert eingestuft (Mittelwert 5,32). Durch die Innenstadtlage dieses Untersuchungsgebietes ist die Aue in ihrer naturgemäßen Breite nicht mehr vorhanden. Der schmale verbliebene Auenstreifen wird zu beiden Seiten durch Hochwasserschutzdämme begrenzt. Das Gewässerbett ist stellenweise sehr tief eingegraben, so dass die Aue nur schlecht an das Gewässer angebunden ist. Die Anlage der Seitenarme im Zuge der Renaturierung wirkt sich positiv auf die Bewertung dieses Funktionskomplexes aus (Bewertung 4,1), da diese zusätzliches Retentionsvolumen zur Verfügung stellen und durch das Durchbrechen der hohen Uferwälle die Ausuferung der Lahn erleichtern. Ohne die Seitenarme wäre der Hauptlauf der Lahn als vollständig verändert eingestuft worden (Bewertung 6,4).

Funktionskomplex Uferstreifenfunktion: Die Nutzungstypen der Uferstreifen wurden im Gebiet „Auf der Weide“ mit einem Mittelwert von 2,59 als gering bis mäßig verändert eingestuft, wobei die Bewertung der Seitenarmabschnitte etwas besser als die des Hauptlaufes ausfiel (2,51 zu 2,66). Der obere Teil des Hauptlaufes (W13 bis W33) wurde durchgängig als gering verändert eingestuft, während der untere Bereich (W34 bis W53) schlechter bewertet wurde. Die Uferstreifen der Seitenarme lassen sich aufgrund einer gleichmäßigeren Verteilung der gering und der mäßig veränderten Kartierabschnitte nicht in einen besseren und einen schlechteren Teilabschnitt untergliedern.

Funktionskomplex Stoffrückhalt: Dieser Funktionskomplex wurde für den Hauptlauf der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“ durchweg als vollständig verändert bewertet, was mit dem Grad der Versiegelung und der überwiegenden Nutzung der Auenbereiche als Verkehrsflächen zusammenhängt. In den renaturierten Bereichen wurde der Stoffrückhalt als mäßig verändert eingestuft, da hier keine übermäßige anthropogene Nutzung erfolgt.

Gesamtbewertung Auendynamik: Durch die gewichtete Zusammenführung der drei Funktionskomplexe Retentionsraum, Uferstreifenfunktion und Stoffrückhalt ergibt sich die Gesamtbewertung der Auendynamik (Abb. 11-06).

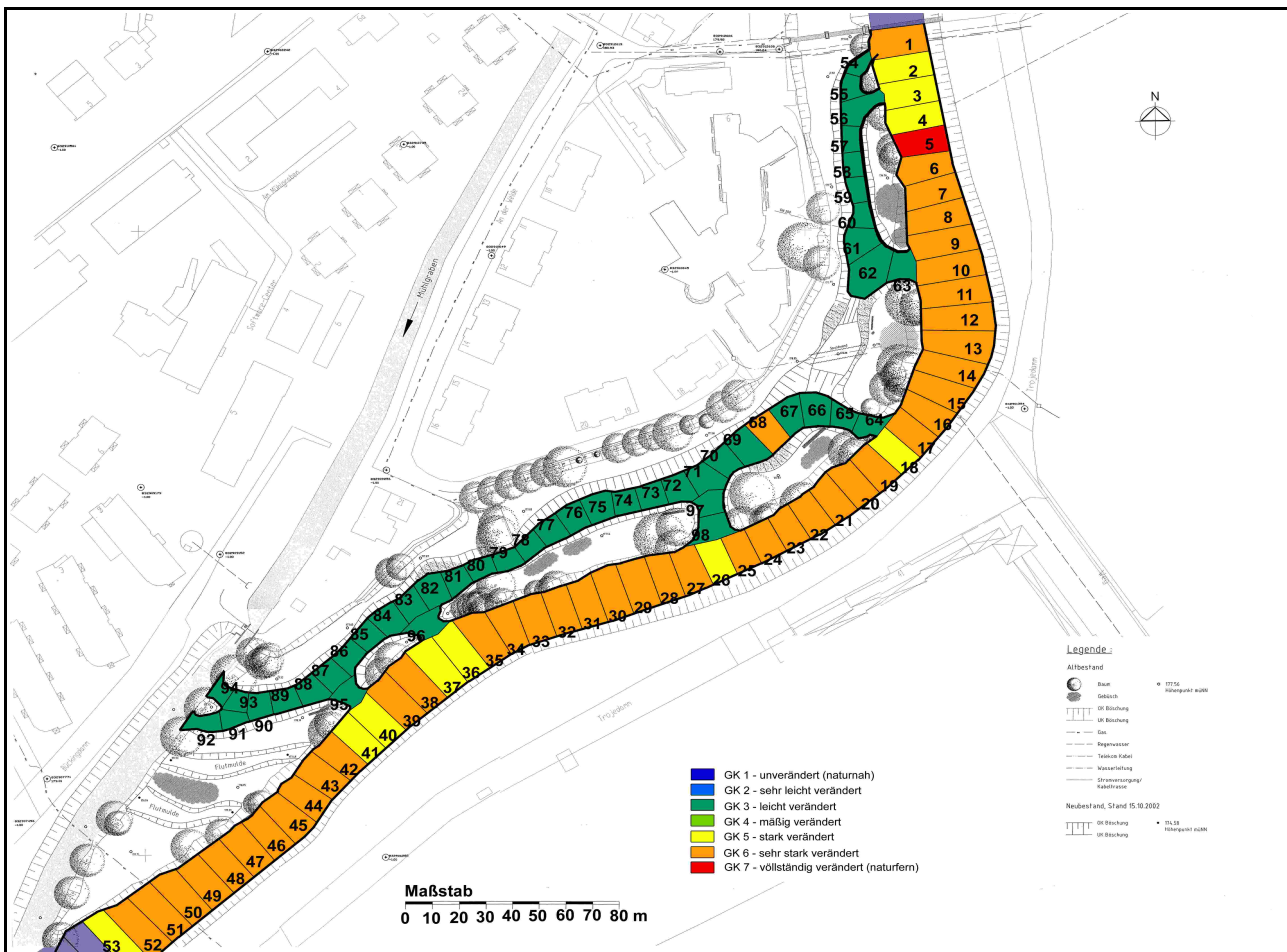


Abb. 11-06: Bewertung des Teilsystems Auendynamik im Gebiet „Auf der Weide“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Im Bereich des Hauptlaufes wurde diese als stark bis vollständig verändert bewertet (Mittelwert 5,83). In kürzeren Abschnitten der kartierten Fließstrecke (W01 bis W05 und W36 bis W41) fällt die Einstufung überdurchschnittlich gut aus (Güteklasse 5), was vor allem in der Bewertung des Retentionsraums begründet liegt.

Im Bereich der renaturierten Seitenarme wurde fast durchweg die Güteklasse 3 vergeben (mäßig verändert, Mittelwert: 3,07). Das Teilsystem Auendynamik hat somit im Bereich „Auf der Weide“ durch die Renaturierungsmaßnahme eine Aufwertung um mehr als eine Güteklasse erfahren (Mittelwert des gesamten Untersuchungsgebietes: 4,56).

11.2.3 Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Auf der Weide“

Die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte setzt sich aus den Bewertungen der Teilsysteme Gewässerbett- und Auendynamik zusammen. Wie schon bei der Zusammenführung der einzelnen Funktionskomplexe zu den beiden Teilsystemen erfolgt die Gesamtbewertung gewichtet, wobei der Gewässerbettdynamik das größere Gewicht zukommt.

Der Hauptlauf der Lahn wurde im Mittel mit 4,55 bewertet (deutlich bis stark verändert). Vor allem die sehr schlechte Bewertung der Auendynamik hat hierbei zu einer Abwertung um beinahe eine ganze Güteklasse geführt. Stark veränderte Abschnitte können im Hauptlauf der Lahn sehr deutlich von besser bewerteten Teilstrecken abgrenzt werden (Abb. 11-07). Die am stärksten veränderten Bereiche befinden sich im oberen Teil der Fließstrecke (W05 bis W17) sowie im mittleren und unteren Teil in Form zweier kürzerer Abschnitte (W27 bis W35 und W44 bis W50). Ausschlaggebend für die schlechtere Bewertung waren hier, da nur geringe Unterschiede in der Linienführung auftraten, die Funktionskomplexe Entwicklungsanzeichen und Strukturausstattung, welche teilweise als vollständig verändert eingestuft wurden.

Die renaturierten Seitenarme wurden mit einem Mittelwert von 2,51 als gering verändert eingestuft. Die Abweichungen von der Güteklasse 1 und damit von dem Leitbild liegen vor allem in der vergleichsweise schlechten Bewertung der Auendynamik sowie ebenfalls in den Funktionskomplexen Entwicklungsanzeichen und Strukturausstattung begründet.

Gute und weniger gute Abschnitte sind in den Seitenarmen nicht ganz so klar getrennt wie im Hauptlauf der Lahn, auffällig ist jedoch ein Abschnitt im mittleren Bereich der Fließstrecke mit durchgängig mäßiger Bewertung (W72 bis W82).

Für die gesamte Lahn im Bereich „Auf der Weide“ ergibt sich somit eine mittlere Gewässerstrukturgüte von 3,61 (deutlich verändert), was einer Aufwertung durch die Renaturierung um fast eine ganze Güteklasse entspricht.

11.2.4 Auswahl der Untersuchungsabschnitte für die weitere Bearbeitung

Basierend auf den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung wurden vier 100 m Abschnitte für die weiterführenden Untersuchungen ausgewählt. Im Gebiet „Auf der Weide“ sollten je zwei Abschnitte im Hauptlauf der Lahn und zwei weitere in den Seitenarmen liegen. Je einer dieser beiden Abschnitte sollte durch eine vergleichsweise gute Gewässerstrukturgütebewertung charakterisiert sein, der andere durch eine entsprechend schlechtere Bewertung. Für das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ ergaben sich somit die folgenden vier Untersuchungsabschnitte (Tab. 11-01):

Tab. 11-01: Untersuchungsabschnitte im Gebiet „Auf der Weide“

Abschnittsbezeichnung	Charakteristik	Mittelwert der Gewässerstrukturgüte	Kartierabschnitte
Weide 1 (W1)	Hauptlauf, hohe Gewässerstrukturgüte	3,9 (deutlich verändert)	W18-W27
Weide 2 (W2)	Hauptlauf, geringe Gewässerstrukturgüte	4,7 (stark verändert)	W31-W40
Weide 3 (W3)	Seitenarm, geringe Gewässerstrukturgüte	3,0 (mäßig verändert)	W73-W82
Weide 4 (W4)	Seitenarm, hohe Gewässerstrukturgüte	2,4 (gering verändert)	W86-W95

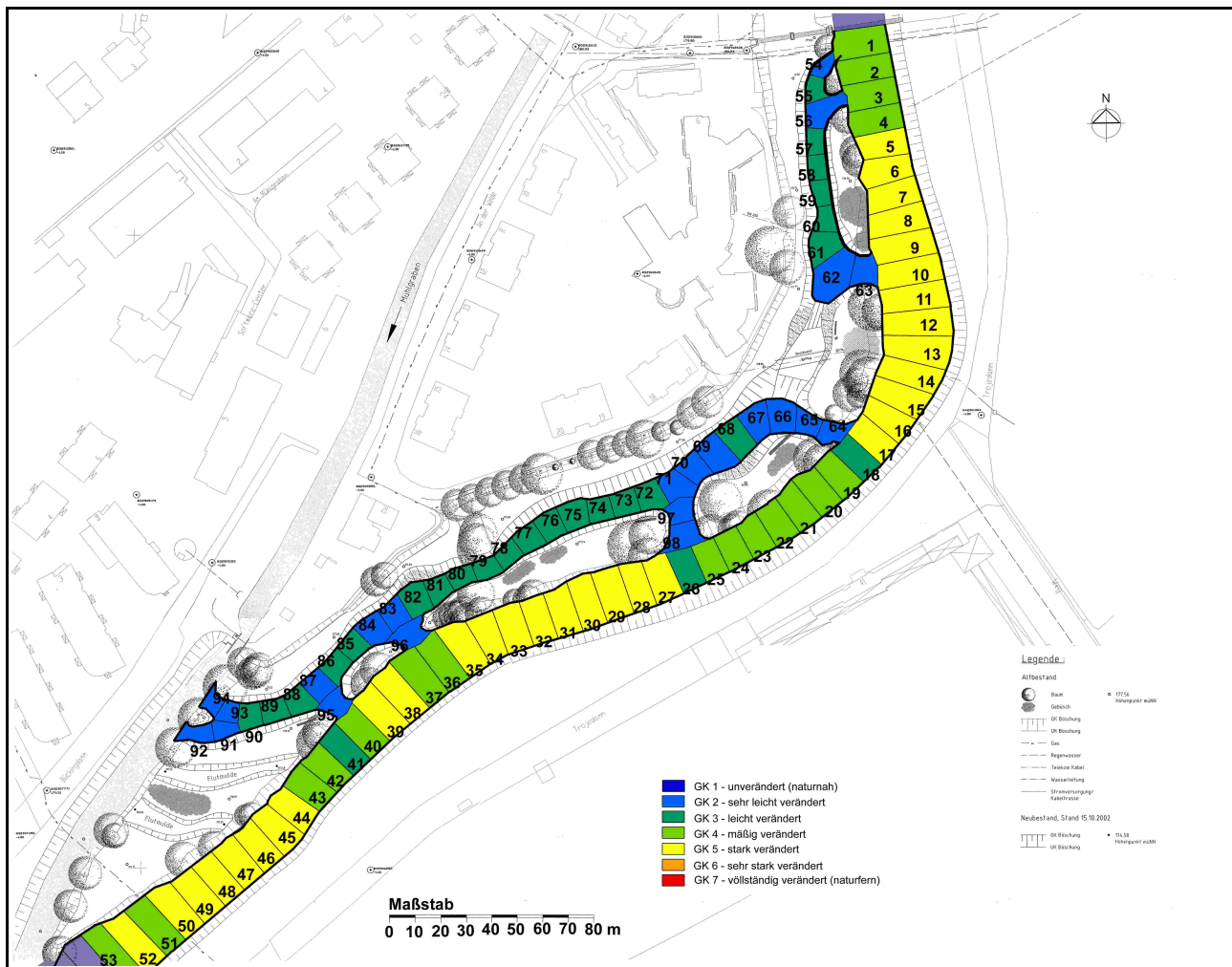


Abb. 11-07: Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Auf der Weide“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

11.3 Ergebnisse und Diskussion „Gisselberger Straße“

Analog zu der Bewertung der Gewässerstrukturgüte im Bereich „Auf der Weide“ sollen auch für das zweite Untersuchungsgebiet die Ergebnisse auf der Ebene der Funktionskomplexe und Teilsysteme vorgestellt werden.

In diesem Gebiet wurden 35 Kartierabschnitte ausgewiesen und detailliert erfasst.

11.3.1 Teilsystem Gewässerbettdynamik

Die Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik setzt sich aus den folgenden vier Funktionskomplexen zusammen:

Funktionskomplex Linienführung:

Die Linienführung, der für die Gesamtbewertung wichtigste Parameter, wurde durchweg als defizitär bewertet (Güteklasse 5). Die Krümmung des Laufes der Lahn entspricht in diesem Bereich nicht dem Leitbild eines zumindest gewundenen Flusslaufes.

Funktionskomplex Verlagerungspotenzial:

Auch das Verlagerungspotenzial wurde einheitlich, wenn auch besser als die Linienführung, bewertet (Gütekategorie 3). Positiv wirken sich die unverbaute Sohle, die fehlenden Querbauwerke sowie das Strömungsbild aus, während die Beeinträchtigungen, die letztlich entscheidend für die Bewertung waren, von der vereinzelter Befestigung der Ufer mit Blockschüttungen sowie dem vertieften Profil der Lahn herrühren.

Funktionskomplex Entwicklungsanzeichen:

Die Entwicklungsanzeichen wurden mit Werten zwischen 4 (im unteren Bereich des Untersuchungsgebietes) und 7 (vor allem im mittleren Bereich) eingestuft. Der Mittelwert aller Abschnitte liegt dabei bei 5,7.

Vor allem die Tiefenvariabilität wurde teilweise als ausgeprägt (Abschnitte G01 bis G05 und G08 bis G10) und teilweise als sehr gering (Abschnitte G16 bis G26) eingestuft. Die Breitenvariabilität hingegen wurde fast durchweg als mäßig bewertet und nur in den Abschnitten G06 und G07 als besonders defizitär eingestuft.

Funktionskomplex Strukturausstattung:

Die Bewertung der Strukturausstattung viel überwiegend sehr gut aus. Verantwortlich hierfür sind die standorttypischen Gehölze der Böschungen, die sehr große Strömungs- und Substratvielfalt sowie die zahlreichen Sonderstrukturen. Lediglich 4 Abschnitte (G06, G07, G34 und G35) am Anfang und am Ende des Untersuchungsgebietes erhielten eine mäßige Bewertung. Der Mittelwert aller Kartierabschnitte fiel demnach mit 1,3 auch besonders positiv aus.

Gesamtbewertung Gewässerbettdynamik:

Die Gewässerbettdynamik wurde trotz der teilweise sehr stark variierenden Bewertung der Funktionskomplexe und Einzelparameter (z.B. bei der Tiefenvariabilität oder der Strömungsvielfalt) einheitlich als deutlich verändert (Gütekategorie 4) bewertet (Abb. 11-08). Dies liegt vor allem in der sehr schlechten Einstufung der Linienführung als dominantem Parameter begründet. In diesem Zusammenhang ist es besonders interessant, dass trotz der defizitären Linienführung der Lahn in diesem Gebiet viele Parameter des Gewässerbettes und der Wasserführung über größere Fließstrecken gute bis sehr gute Bewertungen erzielen konnten. Es besteht demnach ein großes Potenzial für eigendynamische Entwicklungsprozesse (Funktionskomplex Verlagerungspotenzial = 3,0), welches sich jedoch auf Grund des geradlinigen Gewässerlaufes und der Uferbefestigungen nur ansatzweise in eigendynamischen Prozessen ausdrücken kann (Funktionskomplex Entwicklungsanzeichen = 5,7). Dass es trotzdem langfristig zur Ausbildung von ökologisch wertvollen Strukturen kommt (Substratvielfalt, Kolke, Totholz etc.) belegt die Bewertung des Funktionskomplexes Strukturausstattung.

Dies unterstreicht die Möglichkeiten einer eigendynamischen Gewässerrenaturierung im Gebiet der „Gisselberger Straße“. Die Planung und Umsetzung einer solchen Maßnahme kann auf Basis der vorgestellten Untersuchungsergebnisse nur mit Nachdruck befürwortet werden.



Abb. 11-08: Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik im Gebiet „Gisselberger Straße“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: [WWW.MAPS.GOOGLE.DE](http://www.maps.google.de))

11.3.2 Teilsystem Auendynamik

In die Bewertung der Auendynamik fließen die Funktionskomplexe Retentionsraum, Uferstreifenfunktion und Stoffrückhalt ein, wobei dem Retentionsraum die größte Bedeutung zukommt.

Funktionskomplex Retentionsraum:

Die Funktionalität der Aue als Retentionsraum wurde in dem Gebiet „Gisselberger Straße“ durchweg als mäßig eingestuft (Güteklasse 4). Das Ausuferungsvermögen der Lahn ist beeinträchtigt und auf beiden Seiten bestehen Hochwasserschutzbauwerke (Deiche).

Funktionskomplex Uferstreifenfunktion:

Die Uferstreifen wurden im oberen Teil des Untersuchungsgebietes (Abschnitte G01 bis G05) als mäßig (Güteklasse 4) eingestuft, während die Bewertung der restlichen Abschnitte eine Stufe besser ausfiel (Mittelwert 3,1). Die schlechtere Bewertung unterhalb der Brücke erklärt sich durch die schmalere und gehölzärmeren Uferstreifen und die näher am Gewässer verlaufenden versiegelten Flächen der Radwege. Im unteren Teil des

Untersuchungsgebietes sind die Uferstreifen hingegen deutlich breiter und weisen eine höhere Gehölzdichte auf.

Funktionskomplex Stoffrückhalt:

Die Möglichkeiten der Aue für den Stoffrückhalt wurden aufgrund der versiegelten Verkehrs- und Gewerbeflächen durchweg als defizitär eingestuft (Güteklasse 7).

Gesamtbewertung Auendynamik:

Die Unterschiede in der Bewertung des Funktionskomplexes der Uferstreifenfunktion wirken sich auch auf die Gesamtbewertung der Auendynamik aus, da die anderen beiden Komplexe homogen bewertet wurden. Demnach ist die Auendynamik im oberen Teil des Untersuchungsgebietes „sehr stark verändert“ (Güteklasse 6) und im überwiegenden Teil des Gebietes „stark verändert“ (Güteklasse 5) (Abb. 11-09).

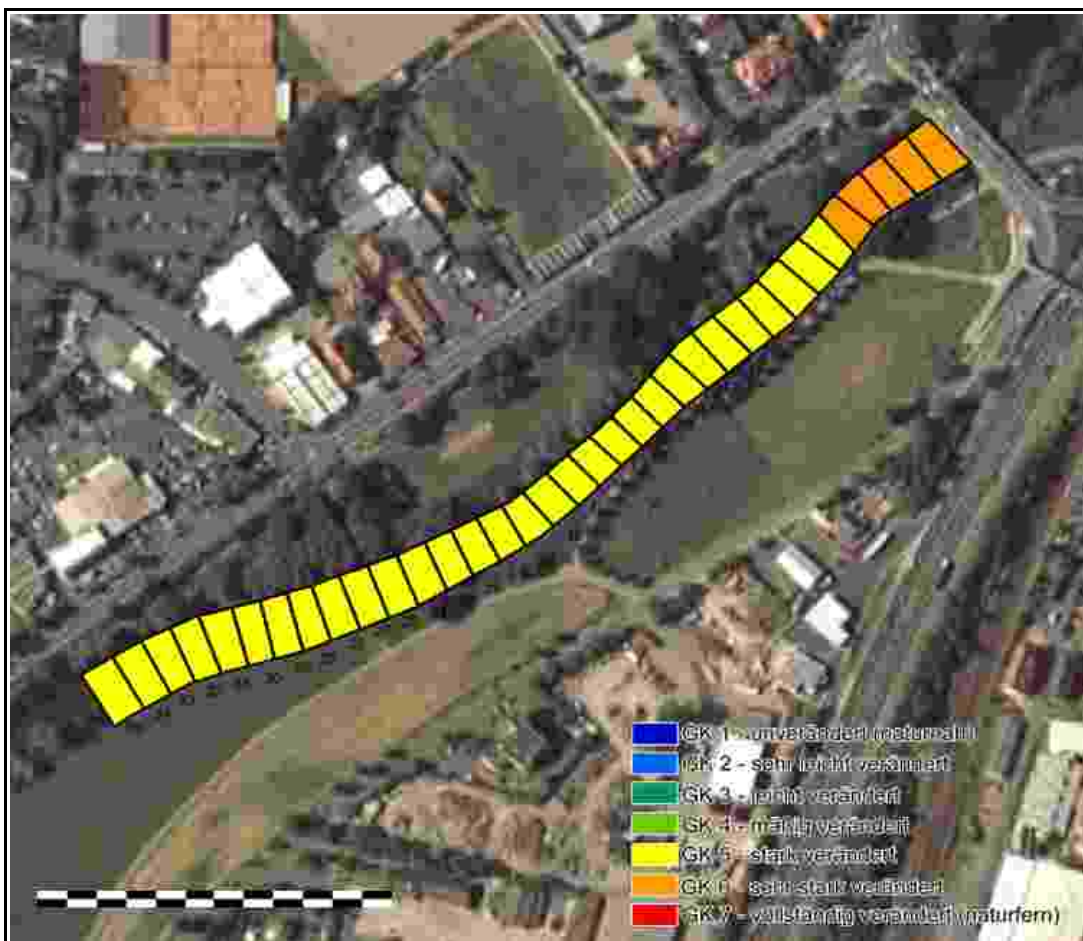


Abb. 11-09: Bewertung des Teilsystems Auendynamik im Gebiet „Gisselberger Straße“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: www.maps.google.de)

11.3.3 Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte im Lahnabschnitt „Gisselberger Straße“

Die Gesamtbewertung des Untersuchungsgebietes „Gisselberger Straße“ fällt sehr homogen aus. Da die Gewässerbettdynamik einheitlich als deutlich verändert eingestuft wurde, führen die Unterschiede in der Bewertung der Auendynamik – und damit letztlich des Funktionskomplexes Retentionsraum – zu der einzigen Akzentuierung der Gewässerstrukturgüte. Diese besteht aus einer Abwertung der Abschnitte G01 bis G05 (Abb. 11-10).

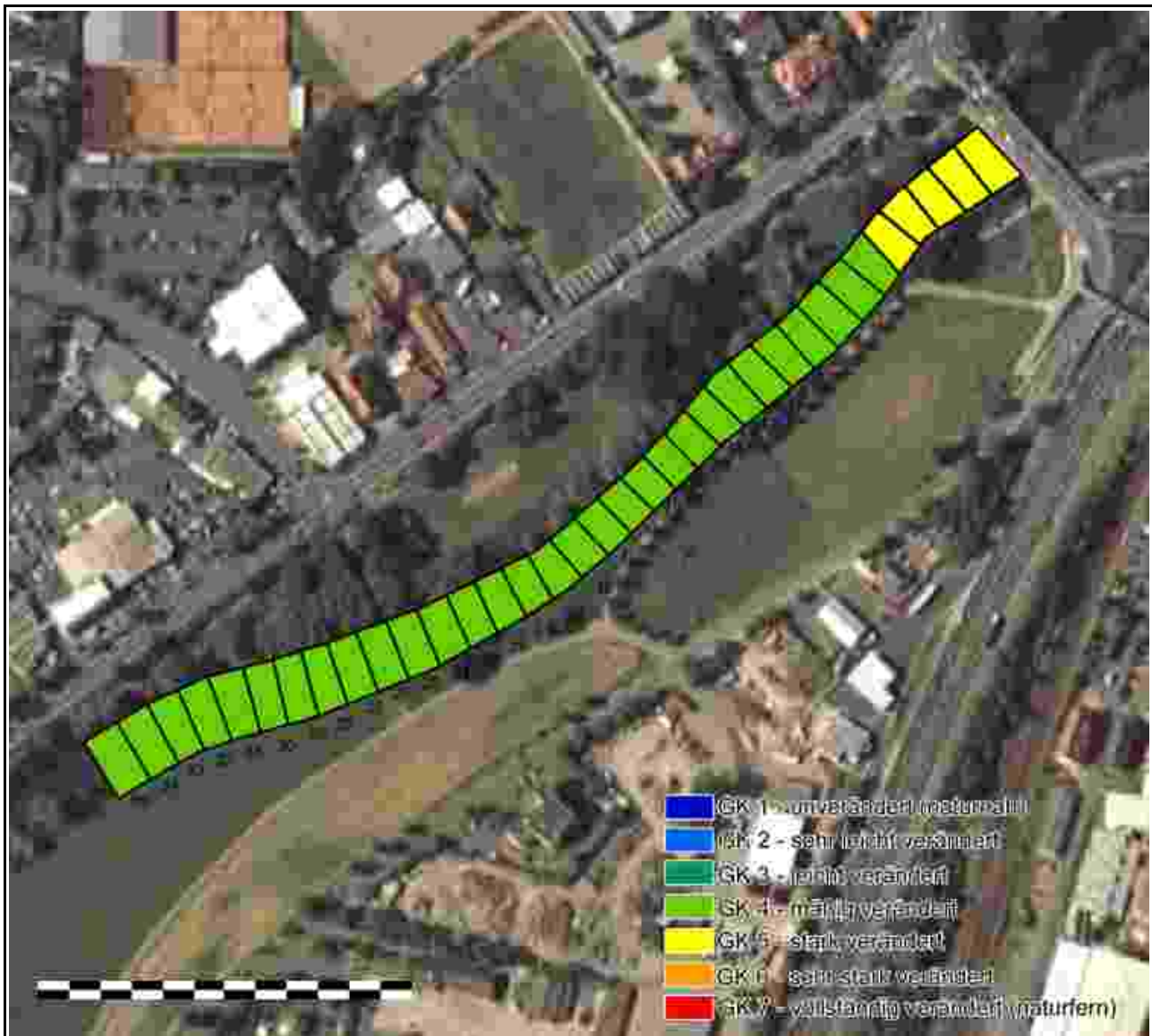


Abb. 11-10: Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Gisselberger Straße“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: www.maps.google.de)

11.3.4 Auswahl der Untersuchungsabschnitte für die weitere Bearbeitung

Wie bereits für das Gebiet „Auf der Weide“ sollte auch hier die Ausweisung der Detailuntersuchungsabschnitte auf Basis der Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung erfolgen. Dabei sollte ein Abschnitt „besserer“ und ein Abschnitt „schlechterer“ Strukturgüte ausgewählt werden. Da jedoch die einzigen Unterschiede in der generalisierten

Gesamtbewertung der Strukturgüte auf die Retentionsfähigkeit der Gewässeraue zurückzuführen sind, im Rahmen der geplanten weiteren Arbeiten jedoch Parameter des Gewässerbettes im Vordergrund stehen sollten, wurde bei der Auswahl der Untersuchungsabschnitte nicht auf die Gesamtbewertung zurückgegriffen, sondern auf die vier Einzelparameter Tiefenvariabilität, Breitenvariabilität, Strömungsvielfalt und Sonderstrukturen.

Dies führte zu der Ausweisung des Abschnitts „Gissel 1“, der direkt unterhalb der Brücke gelegen ist, und des Abschnitts „Gissel 2“, der sich in der Mitte des Untersuchungsgebietes befindet (beginnend ab Abschnitt G19).

Die Ausprägung der vier für die Auswahl relevanten Parameter in den beiden Untersuchungsabschnitten ist in Tab. 11-02 in Form der Mittelwerte der in den Abschnitten enthaltenen Kartierabschnitten dargestellt.

In dem Abschnitt „Gissel 1“ wurden die Parameter Tiefenvariabilität und Strömungsvielfalt mit Werten von 1,9 als „gering verändert“ eingestuft, während sie im Abschnitt „Gissel 2“ als vollständig verändert bewertet wurden. Für die Parameter Breitenvariabilität und Sonderstrukturen hingegen fällt die Bewertung im Abschnitt „Gissel 2“ besser aus als im Abschnitt „Gissel 1“, allerdings sind die Unterschiede weniger stark ausgeprägt.

Tab. 11-02: Mittlere Ausprägung der relevanten Parameter der Gewässerbettdynamik in den beiden Untersuchungsabschnitten des Gebietes „Gisselberger Straße“ (Werte zwischen 1,0 = naturnah, unverändert und 7,0 = naturfern, vollständig verändert)

Untersuchungsabschnitt	Tiefenvariabilität	Breitenvariabilität	Strömungsvielfalt	Sonderstrukturen
Gissel 1	1,9	4,9	1,9	4,0
Gissel 2	7,0	4,0	7,0	1,0

Gerade die Parameter Tiefenvariabilität und Strömungsvielfalt können die strukturelle Ausgestaltung der Gewässersohle beeinflussen. Aus diesem Grund wird der Abschnitt „Gissel 1“ im weiteren Verlauf der Arbeit als der strukturreiche und der Abschnitt „Gissel 2“ als der strukturarme Abschnitt angesprochen, obwohl die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Abschnitt „Gissel 1“ schlechter ausfällt als im Abschnitt „Gissel 2“.

11.4 Ergebnisse und Diskussion „Cappeler Fischerwiese“

Analog zu der Ergebnisdarstellung der beiden anderen Untersuchungsgebiete sollen auch für das Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ die Ergebnisse der Strukturgütekartierung auf der Ebene der Funktionskomplexe und Teilsysteme vorgestellt werden.

11.4.1 Teilsystem Gewässerbettdynamik

Die Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik ergibt sich aus den Funktionskomplexen Linienführung, Verlagerungspotenzial, Entwicklungsanzeichen und Strukturausstattung, die in absteigender Rangfolge gewichtet zu einer siebenstufigen Güteklasse zusammengefasst werden.

Funktionskomplex Linienführung:

Die Linienführung im Hauptlauf der Lahn wurde als gestreckt bis gerade bewertet (Mittelwert der Hauptlaufabschnitte 4,6), wobei sich die am besten bewerteten Abschnitte in der Biegung der Lahn befinden (Abschnitte C13 bis C22).

In dem renaturierten Seitenarm hingegen wurde die Linienführung, wie bereits im Gebiet „Auf der Weide“ durchweg als dem Leitbild entsprechend eingestuft (Mittelwert 1,0), da in diesem Gebiet ein historisch belegter Altarm wieder reaktiviert und somit der natürliche Zustand des Gewässers wiederhergestellt wurde.

Insgesamt ergibt sich durch die Renaturierungsmaßnahme eine Aufwertung der Linienführung um anderthalb Güteklassen (Mittelwert des Gesamtgebietes 3,1).

Funktionskomplex Verlagerungspotenzial:

Das Verlagerungspotenzial, welches die Befestigung der Sohle und der Ufer, das Vorhandensein von Querbauwerken, Durchlässen und Verrohrungen sowie das Querprofil, die Profiltiefe und das Strömungsbild beschreibt, wurde im Hauptlauf der Lahn mit Werten zwischen 3 und 7 als mäßig bis vollständig verändert eingestuft (Mittelwert 4,4). Ausschlaggebend für diese Bewertung waren vor allem die Uferbefestigungen, die starke Eintiefung des Gewässerbettes sowie das träge Fließverhalten.

In dem Seitenarm fiel die Bewertung mit einem Mittelwert von 2,4 um zwei Klassen besser aus, vor allem aufgrund der fehlenden Befestigungen und des flachen, natürlichen Gewässerprofils.

Für das Gesamtgebiet ergibt sich somit ein Mittelwert von 3,6, was einer mäßigen bis starken Beeinträchtigung des Verlagerungspotenzials entspricht.

Funktionskomplex Entwicklungsanzeichen:

Der Funktionskomplex der Entwicklungsanzeichen erhielt im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ mit einem Mittelwert von 5,7 die schlechteste Bewertung aller Funktionskomplexe. Im Hauptlauf der Lahn fiel die Bewertung mit 7,0 besonders schlecht aus, während sie in dem Seitenarm mit 3,8 deutlich besser, aber immer noch defizitär war.

Sowohl im Hauptlauf als auch in dem Seitenarm wies die Tiefenvariabilität die größten Beeinträchtigungen auf (Abb. 11-11).

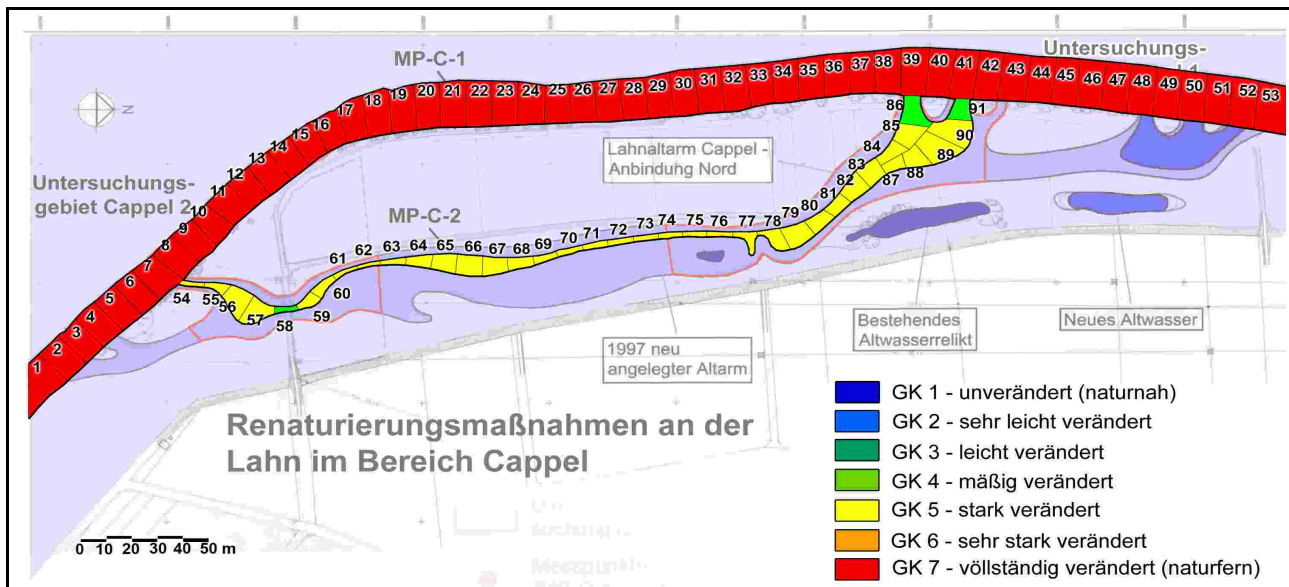


Abb. 11-11: Ausprägung des Parameters Tiefenvariabilität im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Die Abschnitte des renaturierten Seitenarms wurden bezüglich der Tiefenvariabilität deutlich besser bewertet als der Hauptlauf der Lahn. Allerdings erschwerte die geringe Strömungsgeschwindigkeit die Begutachtung der Tiefenvariabilität vom Ufer aus. Die Kartierung der Gewässertiefe nach dem TRiSHa-Verfahren sollte im weiteren Verlauf der Feldarbeiten eine noch größere Tiefenvariabilität in dem Seitenarm ergeben.

Funktionskomplex Strukturausstattung:

Die Bewertung des letzten Funktionskomplexes des Teilsystems Gewässerbettdynamik ergibt sich aus den Parametern Böschungsbewuchs, Sonderstrukturen, Strömungsvielfalt und Sohlsubstratvielfalt. Im Hauptlauf der Lahn wurde die Strukturausstattung als mäßig beeinträchtigt eingestuft (Mittelwert 3,6). Diese vergleichsweise gute Bewertung basiert vor allem auf dem standorttypischen Gehölzbewuchs der Böschungen sowie den vereinzelten Sonderstrukturen (Unterstände, überhängende Vegetation, Wurzelgeflecht, kleinere Buchten). In dem Seitenarm wurde die Strukturausstattung deutlich besser bewertet (Mittelwert 2,3), doch auch hier wurden vor allem in dem erst 2005 renaturierten Bereich deutliche Defizite festgestellt. Es ist zu erwarten, dass sich die Bewertung der Strukturausstattung in dem Seitenarm mit fortschreitender eigendynamischer Entwicklung weiter verbessert.

Insgesamt erreichte die Lahn in dem Untersuchungsgebiet der „Cappeler Fischerwiese“ einen Mittelwert von 3,1 und damit eine Aufwertung durch die Renaturierungsmaßnahme um eine halbe Güteklasse.

Gesamtbewertung Gewässerbettdynamik:

Die Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik fällt mit 4,0 nur mäßig aus, wobei die Hauptlaufabschnitte um mehr als zwei Güteklassen schlechter bewertet wurden als die Seitenarmabschnitte (4,9 zu 2,6). Die Bereiche mit der besten Bewertung befinden sich größtenteils in dem 2005 renaturierten Abschnitt, was vor allem auf die sehr gute Einstufung des Verlagerungspotenzials zurückzuführen ist. Im Hauptlauf der Lahn wurden die

besten Ergebnisse dieses Teilsystems in der Biegung sowie an jenen Stellen erzielt, an denen der Hauptlauf direkt von der Renaturierungsmaßnahme beeinflusst wird (Abb. 11-12).

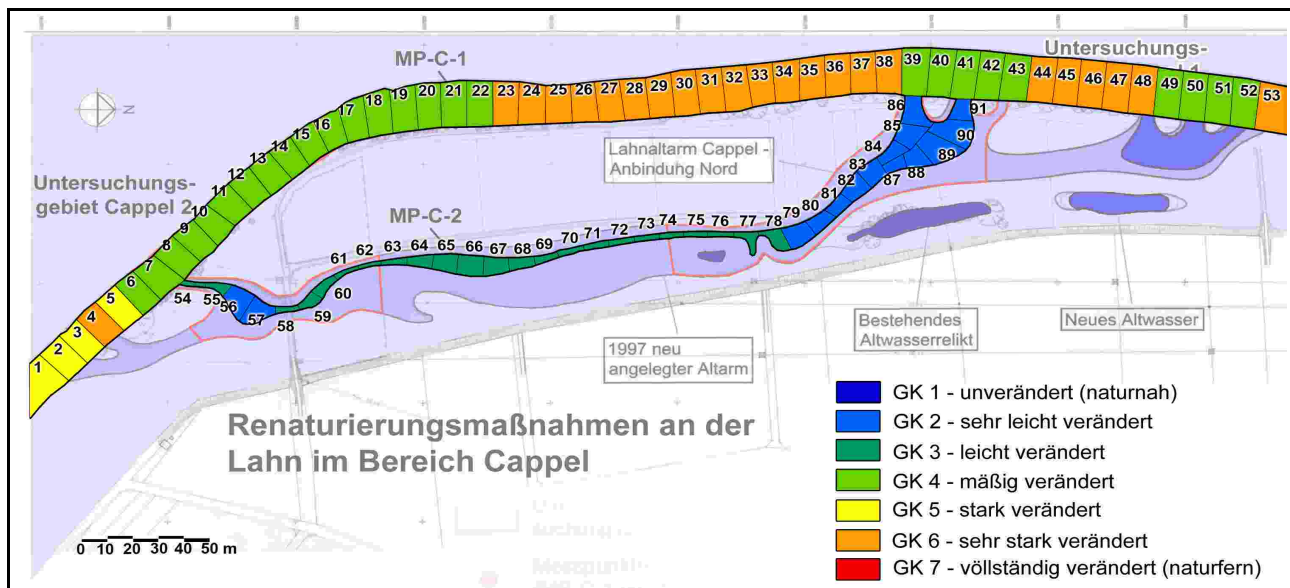


Abb. 11-12: Bewertung des Teilsystems Gewässerbettdynamik im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Insgesamt weist die Gewässerbettdynamik in diesem Gebiet große Defizite auf. Die größte Beeinträchtigung kommt durch den Aufstau der Lahn zustande, der sich negativ auf das Strömungsbild, die Substratvielfalt und über die Behinderung dynamischer Prozesse auf die Tiefen- und Breitenvariabilität sowie auf die Entwicklungsanzeichen auswirkt. Der Hauptlauf und der Seitenarm sind zudem über weite Fließstrecken voneinander getrennt, so dass die Dynamik des Hauptlaufs an nur wenigen Punkten durch die Renaturierung aufgewertet werden konnte.

11.4.2 Teilsystem Auendynamik

Die Bewertung des Teilsystems der Auendynamik setzt sich aus den Funktionskomplexen Retentionsraum, Uferstreifenfunktion und Stoffrückhalt zusammen.

Funktionskomplex Retentionsraum:

Die Retentionsraumfunktionalität der Lahn im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ ist stark beeinträchtigt. Die mittlere Bewertung der Hauptlaufabschnitte beträgt 4,9. Verantwortlich hierfür sind sowohl die Hochwasserschutzbauwerke als auch das stellenweise sehr stark verminderte Ausuferungsvermögen.

Der renaturierte Seitenarm hingegen wurde größtenteils positiv bewertet (Mittelwert 1,2).

Die Bewertung des gesamten Untersuchungsgebietes liegt dadurch mit 3,4 im „mäßig veränderten“ Bereich. Durch die Renaturierung wurde somit eine Aufwertung um anderthalb Güteklassen erzielt. Durch die an mehreren Stellen durchbrochene Uferböschung des Hauptlaufes und die flachen Böschungen im Bereich des Seitenarmes wird vor allem bei

kleineren Hochwasserereignissen leicht zusätzlicher Retentionsraum aktiviert, während bei großen Hochwasserereignissen nach wie vor die Hochwasserschutzbauwerke das Ausuferungsvermögen begrenzen.

Funktionskomplex Uferstreifenfunktion:

Die Uferstreifenfunktion, welche durch die nachteiligsten Nutzungstypen auf beiden Ufern bestimmt wird, wurde im Hauptlauf der Lahn größtenteils als „mäßig verändert“ bewertet (Mittelwert 3,1), während die Einstufung des Seitenarms um mehr als eine Güteklasse besser ausfiel (Mittelwert 1,9). Daraus ergibt sich eine mittlere Bewertung des Gesamtgebietes von 2,6, was einer Aufwertung durch die Renaturierungsmaßnahme um eine halbe Güteklasse entspricht. Maßgeblich für die bessere Bewertung des Renaturierungsbereiches war der teilweise vorhandene geschlossene Baumbestand, der sich in den Jahren nach Durchführung der Kartierung auch auf den 2005 renaturierten Bereich ausgedehnt hat, so dass inzwischen eine noch bessere Bewertung zu erwarten ist.

Funktionskomplex Stoffrückhalt:

Der letzte Funktionskomplex des Teilsystems Auendynamik bewertet die Nutzungstypen der Aue und wurde im Hauptlauf und in dem Seitenarm gleichermaßen als deutlich verändert (Mittelwert 4,1) eingestuft. Die jeweils schlechteste Bewertung wurde im mittleren Teil der untersuchten Lahnaue ermittelt, die von Ackerflächen dominiert wird. Am oberen und unteren Ende der Renaturierungsmaßnahme hingegen fällt die Bewertung aufgrund eines hohen Brachflächenanteils besser aus.

Gesamtbewertung Auendynamik:

Die Bewertung der Auendynamik ergab für das Gesamtgebiet die Güteklasse 4. Diese deutlich veränderte Dynamik kommt im Hauptlauf der Lahn vor allem durch die schlechte Bewertung der Retentionsraumfunktion zustande, die nur in geringem Umfang durch die vergleichsweise gut bewerteten Uferstreifen aufgewertet werden konnte. Der Mittelwert der Hauptlaufabschnitte bewegt sich mit 4,5 zwischen einer deutlichen und einer starken Veränderung der Auendynamik.

In dem renaturierten Seitenarm fällt die Bewertung mit 3,1 deutlich besser aus. Allerdings wurde hier die gute Bewertung der Retentionsfunktion durch die schlechte Einstufung des Stoffrückhalts stark abgewertet.

Die räumliche Verteilung der Ergebnisse des Teilsystems Auendynamik kann Abb. 11-13 entnommen werden.

Die Bereiche mit der besten Bewertung befinden sich im oberen und unteren Teil des renaturierten Seitenarms sowie im Hauptlauf der Lahn auf Höhe des unterstromigen Anschlusses des Seitenarms.

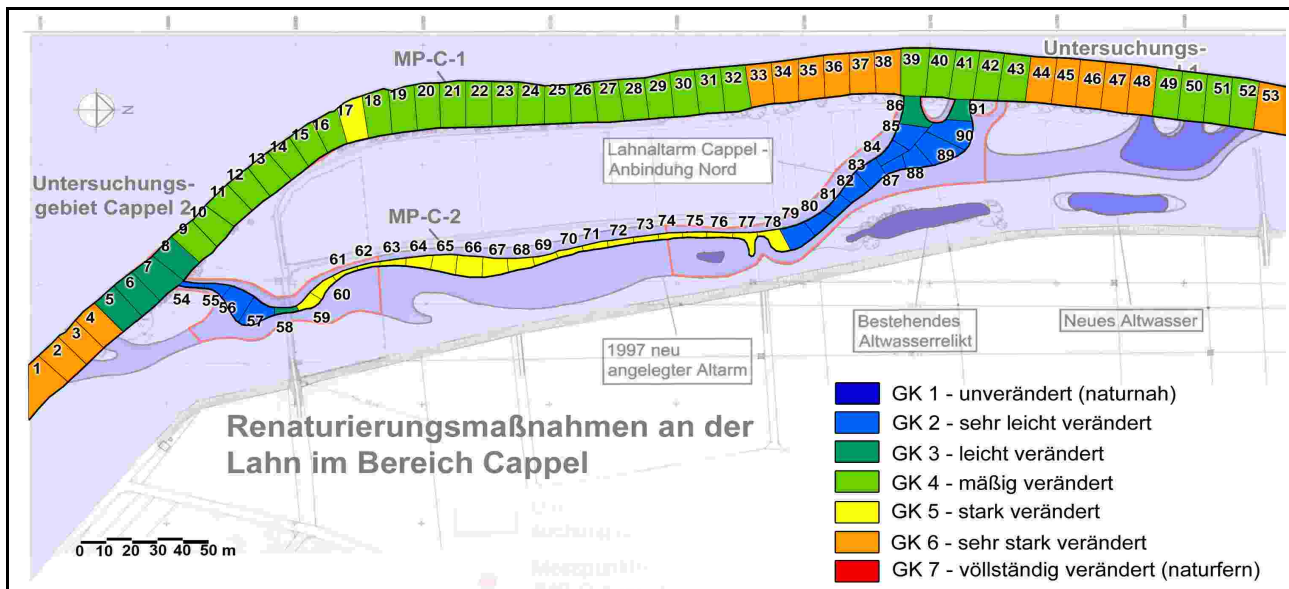


Abb. 11-13: Bewertung des Teilsystems Auendynamik im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

11.4.3 Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte im Bereich „Cappeler Fischerwiese“

Die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ ist identisch mit der Bewertung der Gewässerbettdynamik. Dies kann dadurch erklärt werden, dass die Ergebnisse der beiden Teilsysteme sowohl im Hauptlauf der Lahn als auch in dem Seitenarm nicht mehr als eine halbe Güteklasse Unterschied aufweisen und der Gewässerbettdynamik in der Gesamtbewertung das höhere Gewicht zukommt.

Der renaturierte Seitenarm weist eine durchweg bessere Bewertung der Gewässerstrukturgüte auf, als der Hauptlauf der Lahn. Vor allem in dem erst 2005 renaturierten Bereich (Abschnitte C79 bis C91) sowie im Bereich der Aufweitung unterhalb des Brückenbauwerks (Abschnitte C56 und C57) fiel die Bewertung besonders gut aus (Abb. 11-14). Der 2005 renaturierte Abschnitt befand sich zum Zeitpunkt der Kartierung in einem sehr frühen Stadium der Sukzession, so dass zu erwarten ist, dass sich die Gewässerstrukturgüte in diesem Bereich noch verändern wird.

Die strukturreichsten Abschnitte des Hauptlaufs der Lahn befinden sich im Bereich der Biegung sowie direkt unterhalb davon. Darüber hinaus hat die Gewässerstrukturgüte auch in jenen Bereichen eine Aufwertung erfahren, die direkt von der Renaturierungsmaßnahme beeinflusst werden. Diese positive Beeinflussung beschränkt sich jedoch auf die Funktionskomplexe Verlagerungspotenzial und Retentionsraum und kommt durch das Aufbrechen der befestigten Ufer sowie das verbesserte Ausuferungsvermögen zustande. Auswirkungen auf das Strömungsverhalten oder die Substratvielfalt konnten aufgrund der insgesamt sehr geringen Strömungsgeschwindigkeit im Rahmen dieser Kartierung nicht festgestellt werden.

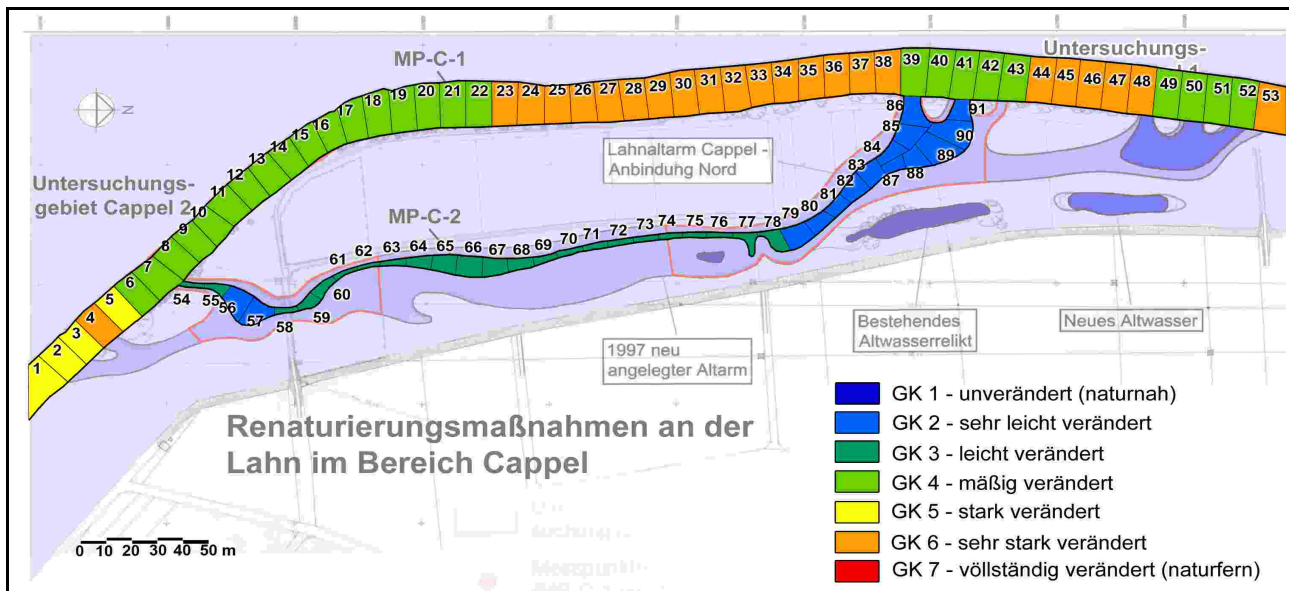


Abb. 11-14: Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

11.4.4 Auswahl der Untersuchungsabschnitte für die weitere Bearbeitung

Wie bereits im Gebiet „Auf der Weide“ sollten auch in diesem Renaturierungsgebiet insgesamt vier Detailuntersuchungsabschnitte ausgewiesen werden.

Im Hauptlauf der Lahn wurde ein erster Abschnitt (Cappel 1) im unteren Teil ausgewiesen (Kartierabschnitte C06 bis C15). Dieser Abschnitt unterhalb der Biegung und im Bereich der Einmündung des renaturierten Seitenarms wurde durchweg als mäßig verändert eingestuft und stellt damit den Bereich des Hauptlaufes mit der besten Bewertung dar. Ein zweiter Hauptlaufabschnitt (Cappel 2) wurde im oberen Teil des Untersuchungsgebietes (Kartierabschnitte C44 bis C53) ausgewiesen. In diesem Teil des Untersuchungsgebietes weist die Lahn eine schlechtere Strukturgüte auf, die teilweise durch die Renaturierungsmaßnahme aufgewertet wurde. Da allerdings diese Aufwertung nur geringen Einfluss auf die Gewässersohle des Hauptlaufes hat, kann dieser Abschnitt insgesamt als strukturärmer angesehen werden. Die beiden anderen Untersuchungsabschnitte Cappel 3 und Cappel 4 wurden in dem renaturierten Seitenarm ausgewählt, wobei der dritte Abschnitt den unteren Bereich des 1997 renaturierten Altarms (Kartierabschnitte C54 bis C63) und der vierte Abschnitt den 2005 renaturierten Bereich (Kartierabschnitte C79 bis C88) beinhaltet. Dadurch ist gewährleistet, dass sowohl Bereiche eingehender evaluiert werden, die bereits neun Jahre vor Beginn der Untersuchungen renaturiert wurden, als auch Bereiche, in denen eine Renaturierungsmaßnahme erst in dem Jahr vor den intensiven Feldarbeiten umgesetzt wurde. Die beiden gewählten Seitenarmabschnitte lassen sich jedoch nicht problemlos in das Schema strukturreich/strukturarm einfügen. Beide Abschnitte erzielten gute bis sehr gute Gesamtbewertungen (Güteklassen 2-3). Im Abschnitt „Cappel 4“ fiel die Bewertung besser aus als im Abschnitt „Cappel 3“, was vor allem in der Bewertung der Auendynamik und des Verlagerungspotenzials begründet liegt. Hinsichtlich der Strukturausstattung wurde hingegen der Abschnitt „Cappel 3“ besser bewertet. Da die Strukturen des Gewässerbettes für die Fragestellung dieser Arbeit bedeutender sind als die Nutzungstypen der Aue, wird im Folgenden der Abschnitt „Cappel 3“ als strukturreich und der Abschnitt „Cappel 4“ als vergleichsweise strukturarm angesprochen.

11.5 Zusammenfassung

Die Gewässerstrukturgüte wurde für insgesamt 224 Abschnitte in drei Untersuchungsgebieten kartiert. Die beste Bewertung erzielten dabei erwartungsgemäß die renaturierten Seitenarme in den Gebieten „Cappeler Fischerwiese“ und „Auf der Weide“, wobei die Seitenarme im Gebiet „Auf der Weide“ eine etwas bessere Gesamtbewertung erzielten. 48,9% aller Abschnitte in diesem Gebiet wurden als gering verändert eingestuft, während es in dem Cappeler Seitenarm nur 39,5% waren (Abb. 11-15).

Bei den Hauptlaufabschnitten erzielte das Gebiet „Gisselberger Straße“ die beste Gesamtbewertung. Hier wurden zwar, anders als im Gebiet „Auf der Weide“ keine Abschnitte als „mäßig verändert“ eingestuft, so dass die Güteklasse 4 („deutlich verändert“) die beste Bewertung darstellt, allerdings wurden im Gebiet der „Gisselberger Straße“ auch keine sehr stark oder vollständig veränderten Bereiche kartiert und der Anteil der stark veränderten Abschnitte ist mit 14,3% sehr niedrig.

Im Gebiet „Auf der Weide“ wurden im Hauptlauf in geringem Umfang (5,7%) mäßig veränderte Abschnitte kartiert, allerdings liegt hier der Anteil der Bereiche mit einer stark veränderten Gewässerstrukturgüte mit 60,4% ausgesprochen hoch (Abb. 11-15).

Der Hauptlauf im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ erzielte aufgrund des Anteils „sehr stark veränderter“ Abschnitte (43,4%) die schlechteste Bewertung.

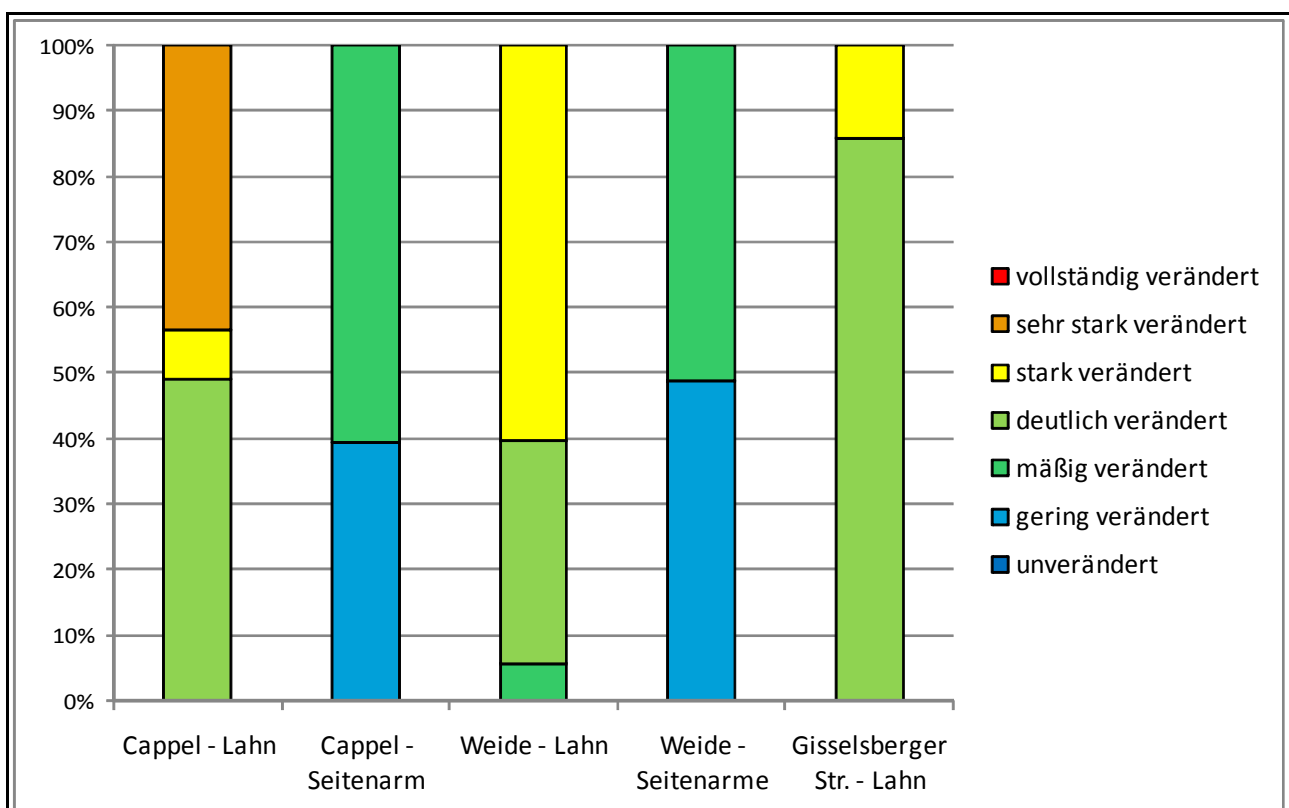


Abb. 11-15: Relative Häufigkeit der Güteklassen der Gewässerstrukturgüte in den Untersuchungsgebieten

Die folgenden drei Faktoren haben sich für die Bewertung der Gewässerstrukturgüte als maßgeblich identifizieren lassen:

- Die Beeinträchtigung des natürlichen Fließverhaltens durch die Wehranlage unter-

halb des Cappeler Untersuchungsgebietes und die damit einhergehende Behinderung der eigendynamischen Prozesse im Gewässer. Dort, wo die Lahn zumindest stellenweise den Charakter eines frei fließenden Mittelgebirgsflusses aufweist (Im Gebiet „Auf der Weide“), kann sogar eine nur mäßig veränderte Gewässerstrukturgüte erreicht werden.

- Ein breites, flaches Gewässerbett, wie es im Gebiet „Gisselberger Straße“ über weite Strecken festgestellt wurde, ermöglicht trotz eines geradlinigen Gewässerlaufes die Herausbildung eines großen Strukturreichtums, der in dem nicht renaturierten Gebiet zu der besten Gesamtbewertung aller untersuchten Hauptlaufbereiche führt.
- Die renaturierten Seitenarme weisen eine überdurchschnittliche Gewässerstrukturgüte auf und wirken sich dadurch positiv auf die betrachteten Gesamtgebiete aus. Fasst man die Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte der renaturierten Gebiete zusammen, so weist das Gebiet „Auf der Weide“ die beste Gesamtbewertung auf (3,61), gefolgt von dem Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ (3,97) und dem Gebiet „Gisselberger Straße“ (4,14). Eine direkte Verbesserung der Gewässerstrukturgüte im Hauptlauf der renaturierten Gebiete ist ebenfalls zu beobachten, bleibt allerdings auf die Entfernung der Uferbefestigungen und das punktuelle Durchbrechen der hohen Uferböschungen beschränkt.

Im Hinblick auf die geplante Renaturierung des Gebietes „Gisselberger Straße“ kann davon ausgegangen werden, dass dieses Gebiet durch eine Renaturierung stark aufgewertet werden würde und der Sprung von einer „deutlich veränderten“ zu einer „mäßig veränderten“ Gewässerstrukturgüte gelingen könnte. Damit würde das Entwicklungsziel in diesem Teil der Lahn erfüllt.

12. TRiSHa–Sohlstrukturkartierung

Basierend auf den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung wurden in den drei Untersuchungsgebieten insgesamt zehn Untersuchungsabschnitte ausgewiesen, in denen unter Anwendung der TRiSHa-Methode die Struktur der Gewässersohle in hoher räumlicher Auflösung erfasst werden sollte. Diese Untersuchung war wiederum Grundlage für die Bestimmung der Probenahmepunkte des Makrozoobenthos' und für die Analyse der Zusammenhänge zwischen der Gewässerbettmorphologie und der Besiedelung durch die aquatischen Wirbellosen.

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser zentralen Schnittstellenuntersuchung vorgestellt. Dabei sollen die drei Untersuchungsgebiete, wie bereits bei der Gewässerstrukturgüte, dem Lahnverlauf folgend vorgestellt werden. Da die Kartierung sowohl in den Jahren 2006 als auch 2008 durchgeführt wurde, werden die Ergebnisse getrennt nach diesen beiden Erhebungen vorgestellt, wobei explizit auf die beobachteten Veränderungen der Gewässersohle eingegangen wird.

Ein Großteil der Auswertung verwendet das Vorkommen sowie den mittleren Deckungsgrad der erfassten Substrat-Parameter als Grundlage für die Einschätzung der Gewässerbettmorphologie. Die relative Häufigkeit des Vorkommens gibt dabei darüber Auskunft, in wieviel Prozent aller Messflächen eines Untersuchungsabschnitts ein bestimmter Substrattyp nachgewiesen wurde. Der mittlere Deckungsgrad gibt hingegen an, wie hoch die Bedeckung aller Messflächen mit dem betreffenden Substrattyp ist. Er errechnet sich aus dem Mittelwert der Deckungsgrade aller Messflächen jedes Untersuchungsabschnitts, ist jedoch nicht identisch mit dem realen Deckungsgrad, den der entsprechende Substrattyp im Gewässerbett aufweisen würde. Da im Zuge der Kartierung keine exakten Prozentwerte der Deckungsgrade erfasst wurden, basiert der mittlere Deckungsgrad auf den Mitteln der vier verwendeten Klassen (0% = 0%; 1-25% = 12,5%; 26-50% = 37,5%; 51-100% = 75%). Daher ergeben die aufsummierten mittleren Deckungsgrade der mineralischen Sohlsubstrate auch nicht 100%.

12.1 Ergebnisse und Diskussion „Auf der Weide“

Zunächst sollen die Ergebnisse für das Gebiet „Auf der Weide“ vorgestellt werden. Zusätzlich zu den Kartierungen 2006 und 2008 war es möglich, in diesem Gebiet auch 2007 eine Kartierung nach dem TRiSHa-Verfahren durchzuführen und so die Auswirkungen eines größeren Hochwasserereignisses direkt zu analysieren.

12.1.1 Kartierung 2006

Die Kartierung wurde im Frühjahr 2006 bei Niedrigwasserabfluss durchgeführt. Insgesamt wurden in den vier Untersuchungsabschnitten des Gebiets „Auf der Weide“ 417 Messflächen von je 1 m² Grundfläche kartiert. In diesem Kapitel werden zunächst die Ergebnisse der Kartierung der Sohlsubstrate, der organischen Strukturen sowie der Parameter Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit für jeden der vier Abschnitte vorgestellt, bevor die daraus abgeleiteten Habitattypen ausgewertet werden.

12.1.1.1 Weide 1

In dem strukturreichen Hauptlaufabschnitt Abschnitt Weide 1 wurden 111 Messflächen kartiert und dabei die Deckungsgrade der verschiedenen Sohlsubstrate und der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen sowie die Wasserführung erfasst.

Sohlsubstrate

Das dominierende Sohlsubstrat ist das Mikrolithal (Grobkies mit 2 bis 6 cm Korndurchmesser), welches in 104 Messflächen und damit in 93,7% aller Messflächen vorgefunden wurde (Abb. 12-01). Der mittlere Deckungsgrad des Grobkieses ist mit 39,8% ebenfalls sehr hoch. Nicht vorgefunden wurde das Mikrolithal in einigen Uferbereichen, die teilweise durch anthropogene Steinschüttungen befestigt waren oder im Gleithangbereich einen sehr hohen Sandanteil aufwiesen.

Ebenfalls in den meisten Messflächen nachgewiesen wurden das Mesolithal (in 84,7% aller Flächen) sowie das Makroakal (in 76,6% aller Flächen), allerdings mit deutlich geringeren mittleren Deckungsgraden von 19,6% und 17,2%.

Damit wird der Abschnitt „Weide 1“ deutlich durch Grobsubstrate dominiert, was dem Leitbild der Lahn entspricht.

Bedeutende Anteile sowohl hinsichtlich des reinen Nachweises als auch des mittleren Deckungsgrades nehmen auch die Uferbefestigungen (Technolithal) ein, welches in 34,2% aller Messflächen und mit einem mittleren Deckungsgrad von 16,8% nachgewiesen wurde. Die Feinsubstrate hingegen sind in dem Hauptlaufabschnitt erwartungsgemäß kaum vertreten.

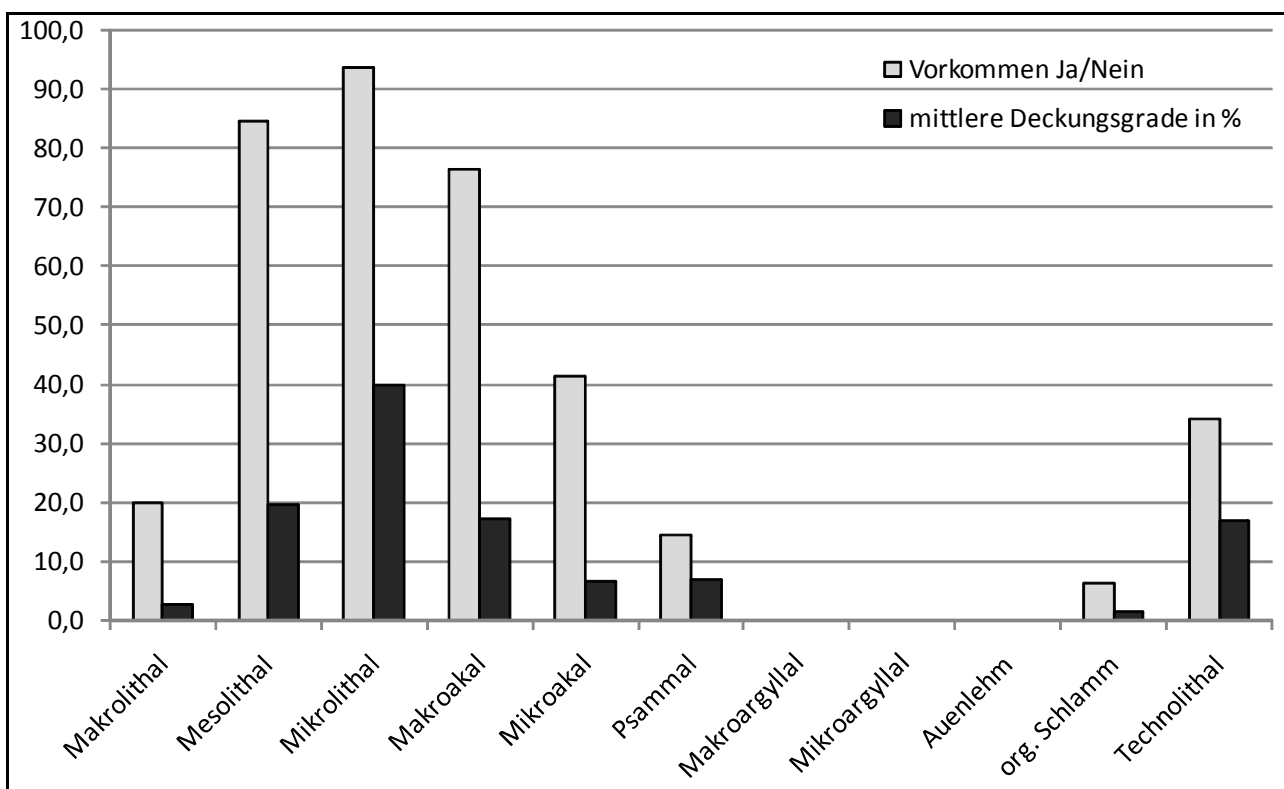


Abb. 12-01: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 1 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen, welche die Sohlsubstrate überlagern, dominiert das feinpartikuläre organische Material (FPOM), welches in 78,4% aller Messflä-

chen nachgewiesen wurde (Abb. 12-02). Auch das grobpartikuläre organische Material (CPOM) wurde in den meisten Messflächen vorgefunden (69,4%). Die übrigen organischen Strukturen wurden weit seltener kartiert. Unter ihnen weisen die Algenfilme und die fädigen Algen die größte Verbreitung auf (31,5% und 21,6% aller Messflächen), gefolgt von den lebenden Teilen terrestrischer Pflanzen (Wurzeln der Ufergehölze) mit 17,1%, den submersen Makrophyten (11,7%) und dem Xylal (Totholz; 10,8%). Emerse Makrophyten hingegen wurden in nur einer einzigen Messstelle erfasst.

Keine der genannten Strukturen kommt indes flächendeckend vor. Mit 10,7% weist das FPOM den höchsten mittleren Deckungsgrad auf, gefolgt von dem CPOM (10,4%), den Wurzeln (5,9%), den Algenfilmen (5,3%) sowie den submersen Makrophyten (5,2%).

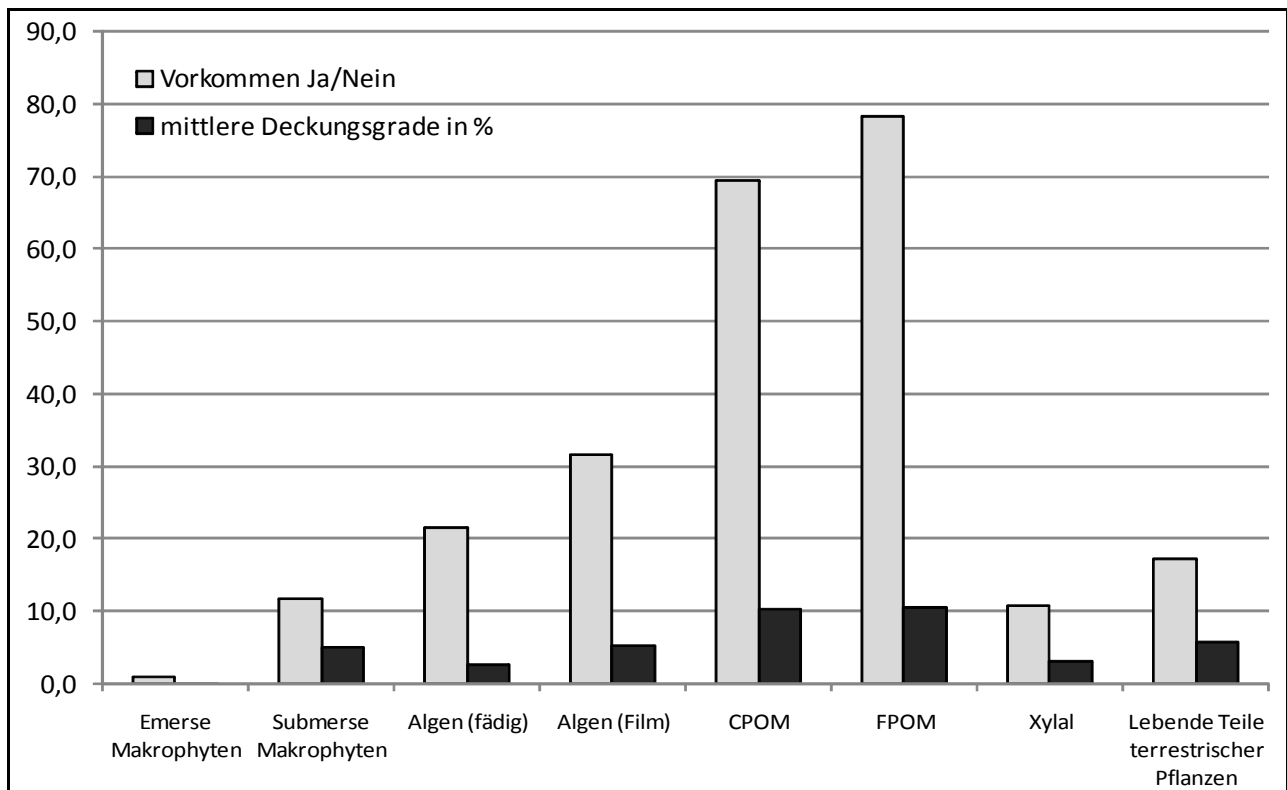


Abb. 12-02: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 1 (in %)

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe im Abschnitt Weide 1 beträgt 56 cm und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit 0,88 m/s.

In dem strukturreichen Abschnitt weist die Wassertiefe ein großes Spektrum auf. Flache Bereiche von weniger als 30 cm Tiefe sind mit 32,4% geringfügig häufiger als die mittleren Tiefen (30 bis 60 cm), die in rund 27% aller Messflächen gemessen wurden. Die Tiefen größer als 60 cm sind mit 40,5% am stärksten vertreten, allerdings ist die Tiefenverteilung insgesamt eher ausgeglichen (Abb. 12-03).

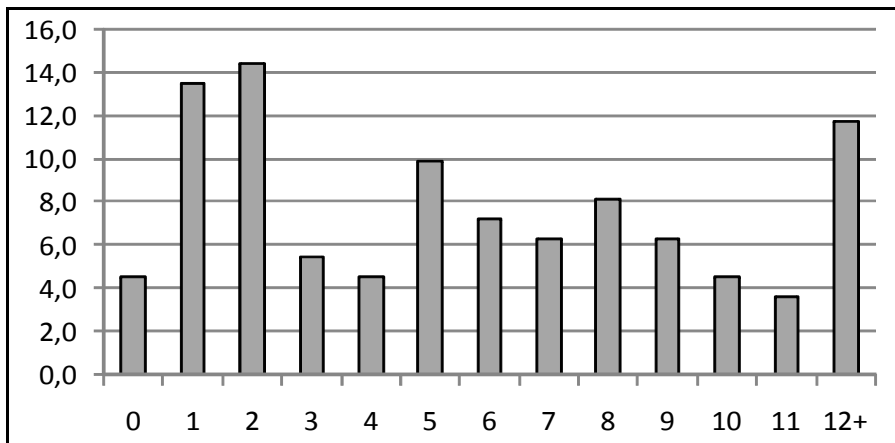


Abb. 12-03: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Weide 1

Bei den fünf kartierten Strömungsklassen dominiert mit 34,2% die Klasse geringer Strömung (0 bis 0,5 m/s) den Abschnitt deutlich (Abb. 12-04). Der Anteil der höheren Strömungsgeschwindigkeiten nimmt kontinuierlich ab, nur die sehr hohen Geschwindigkeiten wurde in geringfügig mehr Messflächen kartiert als die nächst kleinere Klasse.

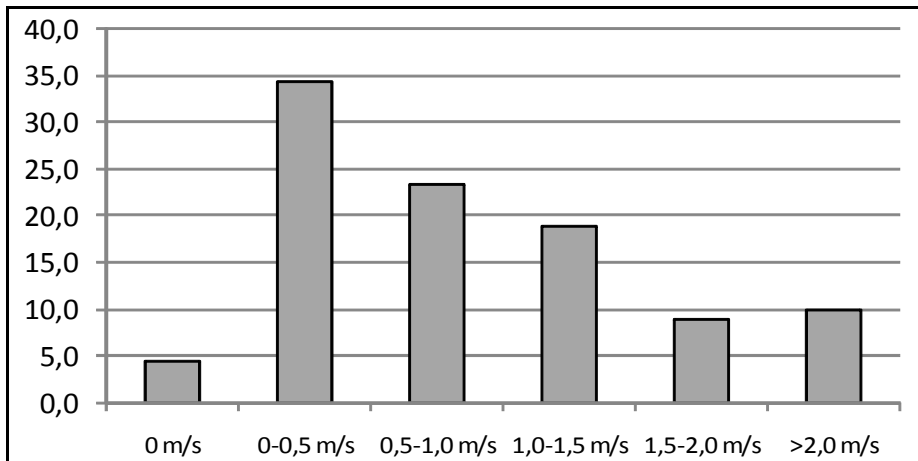


Abb. 12-04: Relative Häufigkeit (in %) der Strömungsklassen im Abschnitt Weide 1

Der Abschnitt Weide 1 ist demnach sowohl durch eine hohe Tiefenvariabilität als auch durch eine hohe Strömungsvielfalt gekennzeichnet. Dies zeigt sich auch bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der Kartiierungsergebnisse. Die Abbildungen 12-05 und 12-06 zeigen deutlich eine flache und durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten gekennzeichnete Rauscheffläche im oberen Teil des Abschnitts. Im unteren Teil des Abschnitts hingegen ist das Gewässerbett einförmiger ausgestaltet. Der Prallhang fällt sehr steil bis auf Tiefen größer als 110 cm ab, während der Gleithang ein geringeres Gefälle und größere strömungsberuhigte Bereiche aufweist.

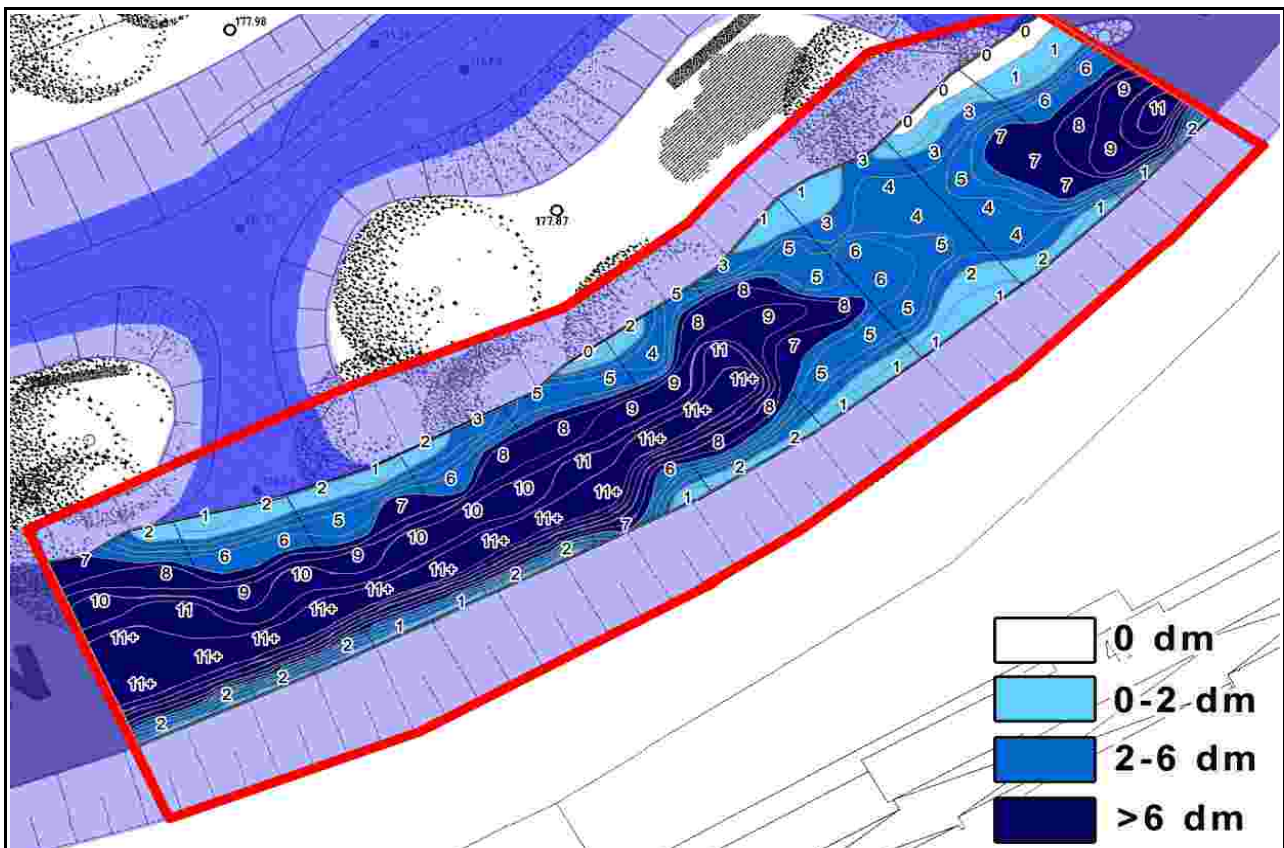


Abb. 12-05: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

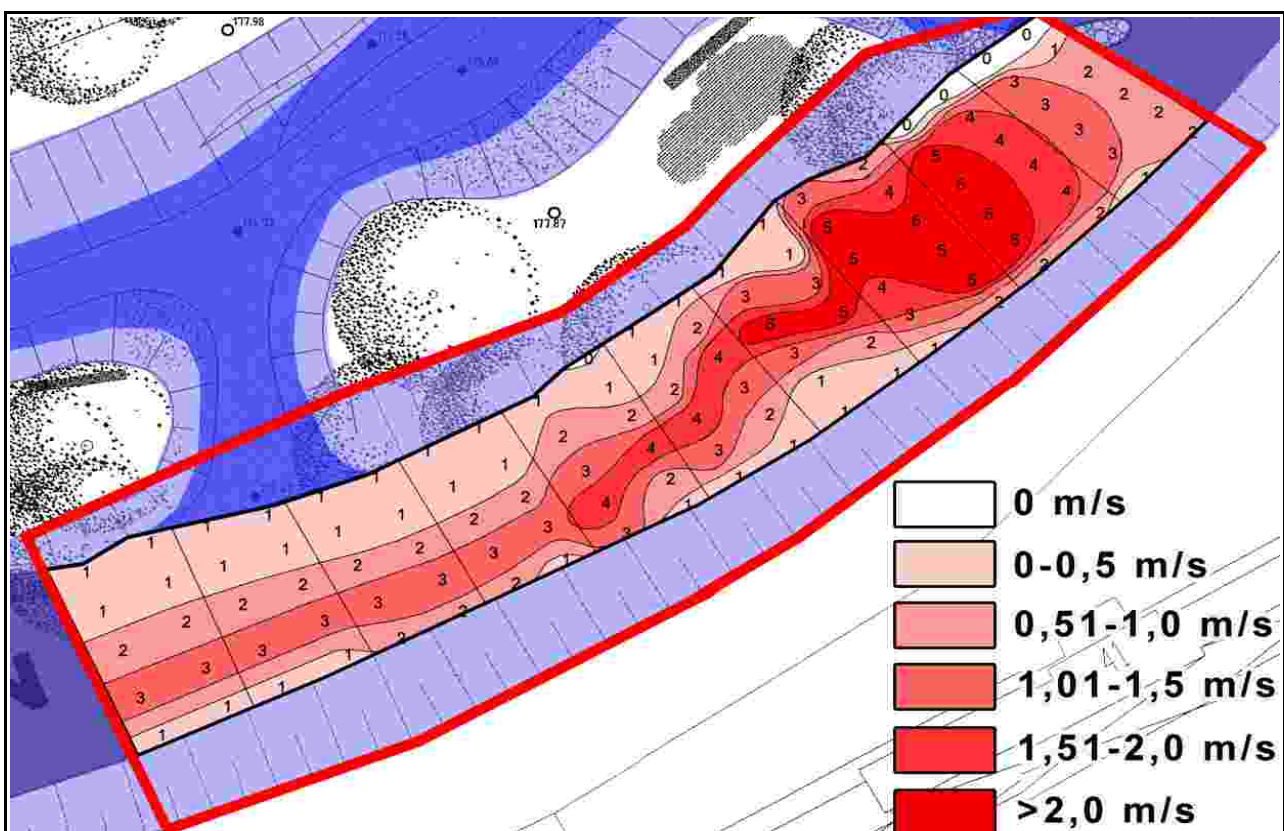


Abb. 12-06: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Habitattypen

Basierend auf den Deckungsgraden der Sohlsubstrate und der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen wurden 12 Habitattypen ausgewiesen. Aus der großen Dominanz der Grobsubstrate leitet sich eine ebenso deutliche Dominanz des Typs Rno („kies- und blockgeprägten Habitate mit wenig organischem Material“) ab, der in 62,2% aller Messflächen festgestellt wurde (Abb. 12-07). Der nächst häufigere Habitattyp AnO („sedimentarme Blockschüttung mit viel organischem Material“) ist mit 9,9% deutlich seltener vertreten und der dritt häufigste Habitattyp RnP („kies- und blockgeprägte Habitate mit Makrophyten“) wurde in 8,1% aller Messflächen kartiert.

Auf der Ebene der Habitattypengruppen zeigt sich die Dominanz der kiesgeprägten Habitate noch deutlicher (72,1%), während die anthropogenen Habitate in 17,1% und die sandgeprägten Habitate in 9,9% aller Messflächen ausgewiesen wurden. Die schlammgeprägten Habitate wurden nur einmal ermittelt (0,9%) während die auenlehmgeprägten Habitate überhaupt nicht nachgewiesen wurden.

Diese Habitattypenzusammensetzung erscheint leitbildentsprechend, allerdings wäre bei der hohen Strömungs- und Tiefenvariabilität eine etwas heterogenere Habitattypenverteilung zu erwarten gewesen. Dies wird besonders deutlich, wenn man die räumliche Verteilung der Habitattypen betrachtet (Abb. 12-08). Der Großteil der ausgewiesenen Habitattypen kommt lediglich an den beiden Ufern vor, während der zentrale Teil der Gewässersohle von nur einem Typ (Rno) dominiert wird. Im Bereich der flachen und strömungsreichen Rauschefläche konnte eine ausgedehnte Makrophytenfläche (Typ RnP) bestehend aus *Ranunculus fluitans* kartiert werden.

Ferner fällt die typische Prallhang-Gleithang-Habitatverteilung auf. Der Prallhang ist fast durchweg durch Blockschüttungen befestigt, während am Gleithang zumindest in unmittelbarer Ufernähe verstärkt sandige Habitate anzutreffen sind.

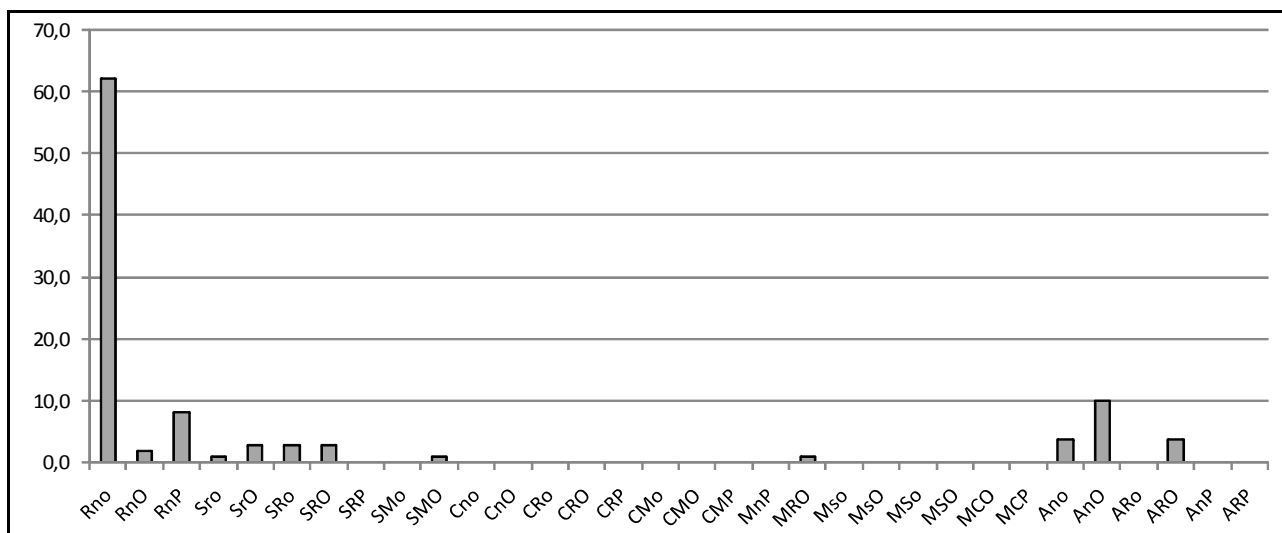


Abb. 12-07: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Abschnitt Weide 1 (in%)

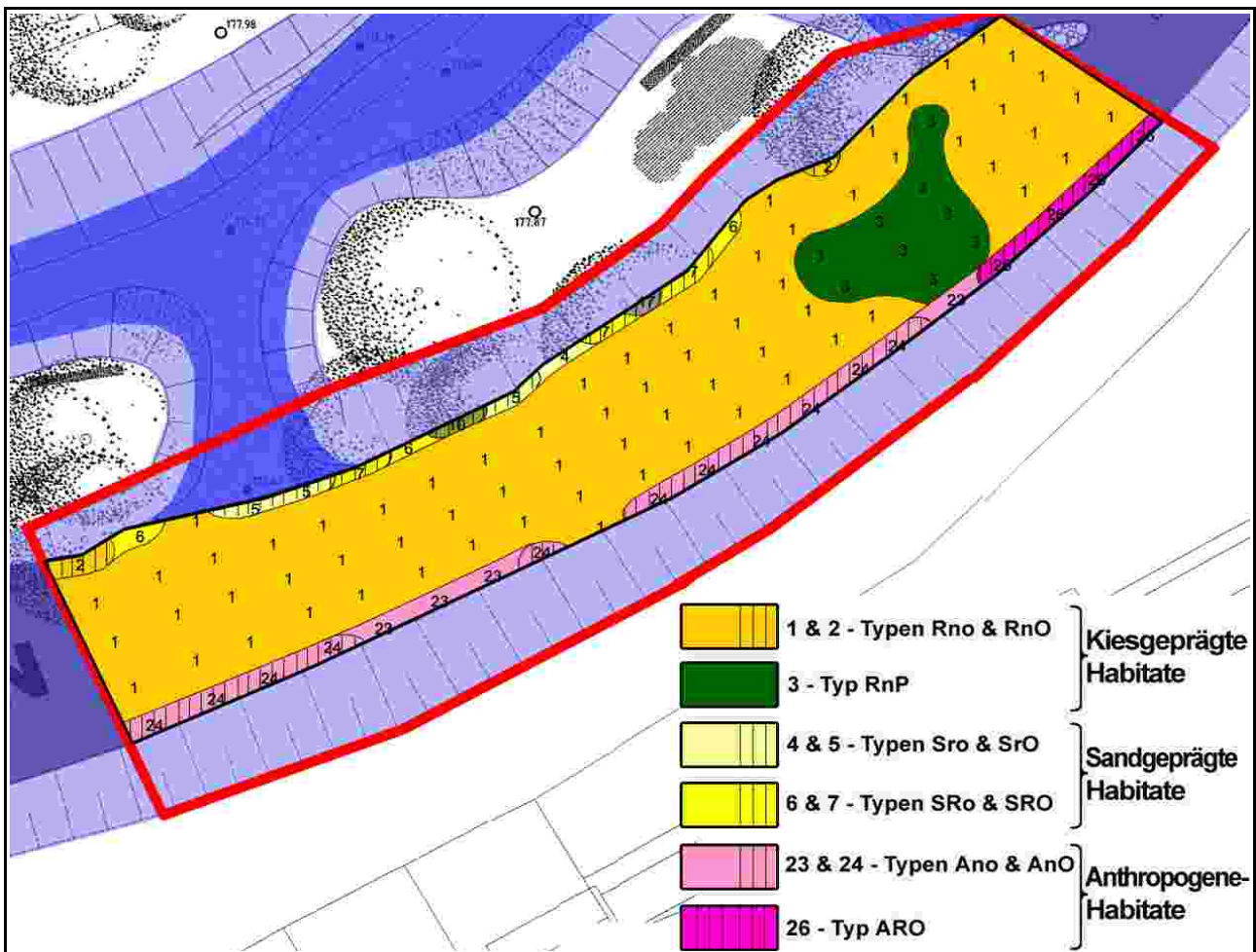


Abb. 12-08: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

12.1.1.2 Weide 2

In dem strukturarmen Hauptlaufabschnitt Weide 2 wurden 120 Messflächen nach dem TRiSHa-Kartierverfahren erfasst.

Sohlsubstrate

Die dominierenden Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 2 sind wie schon im Abschnitt Weide 1 die Grobsubstrate (Abb. 12-09). Vor allem das Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm Korndurchmesser) und das Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm Korndurchmesser) wurden in der Mehrzahl aller Messflächen vorgefunden (76,7% und 75,8%). Anders als im Abschnitt Weide 1 ist jedoch der Anteil der feineren Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 2 deutlich höher. Vor allem der Sand (Psammal) der in 40,0% aller Messflächen nachgewiesen wurde, lässt auf eine geringere Strömungsgeschwindigkeit in diesem Bereich schließen.

Auch bezüglich der mittleren Deckungsgrade dominieren die Korngrößenfraktionen des Makroakals und des Mikrolithals mit 22,1% und 21,1%, dicht gefolgt von dem Technolithal, welches im Mittel aller Messflächen 20,9% bedeckt (Abb. 12-09).

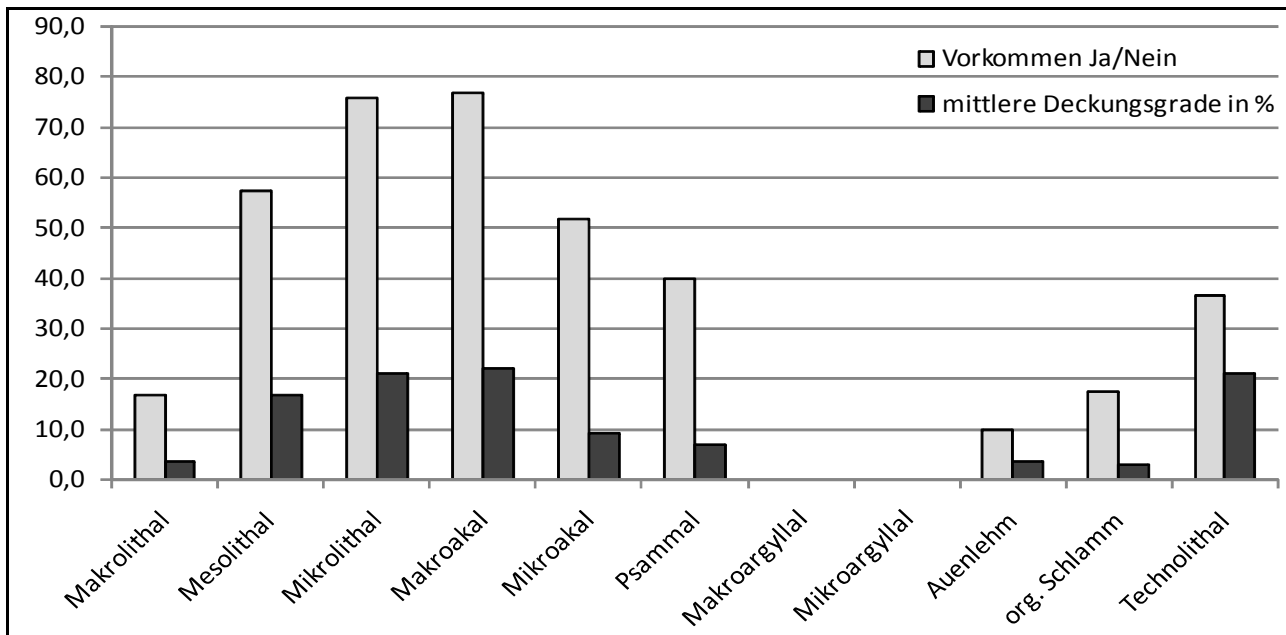


Abb. 12-09: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 2 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen wurde das FPOM in allen und das CPOM in 90,8% aller Messflächen nachgewiesen (Abb. 12-10). Die übrigen Strukturen wurden nur vereinzelt vorgefunden (Algenfilme 44,2%, Xylal 25,8%, Wurzeln 20,8% und submerse Makrophyten 20,0%). Doch auch, wenn die organischen Auflagen in dem gesamten Untersuchungsabschnitt nachgewiesen wurden, so sind die erzielten Deckungsgrade doch gering. Mit 16,1% weist das grobpartikuläre organische Material hier den höchsten Deckungsgrad auf, gefolgt von dem feinpertikulären organischen Material (15,4%), dem Totholz (7,3%), den Wurzeln terrestrischer Pflanzen (7,0%), den Algenfilmen (5,7%) und den submersen Makrophyten (5,2%).

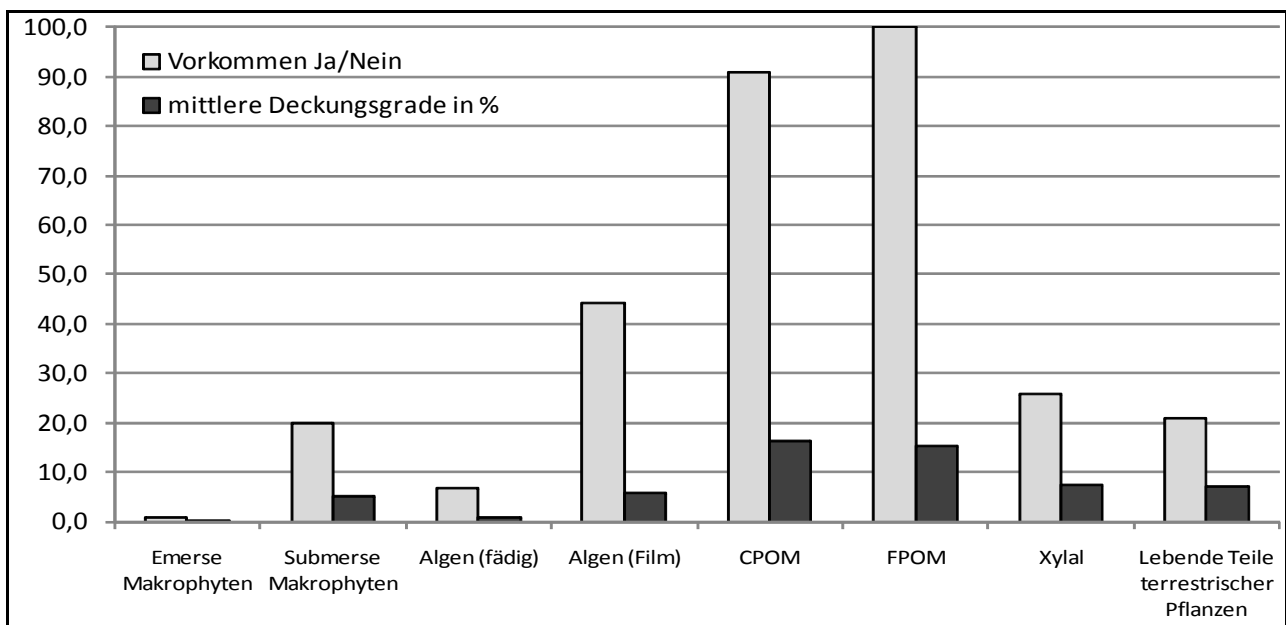


Abb. 12-10: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 2 (in %)

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe im Abschnitt Weide 2 beträgt 64 cm und damit 8 cm mehr als im Abschnitt Weide 1. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit ist hingegen mit 0,35 m/s weniger als halb so groß wie in dem strukturreichen Hauptlaufabschnitt. 82,5% aller Messflächen weisen eine Strömungsgeschwindigkeit von nicht mehr als 0,5 m/s auf, in weiteren 15% wurde eine Geschwindigkeit von 0,5 bis 1,0 m/s ermittelt und nur 2,5% aller Messflächen war durch noch höhere Strömungsgeschwindigkeiten gekennzeichnet (Abb. 12-12). Damit ist nicht nur die mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 2 geringer als in dem benachbarten Abschnitt Weide 1, das Strömungsverhalten ist auch deutlich gleichförmiger. Diese stark reduzierte Strömungsgeschwindigkeit führt zu der Verschiebung der Substratzusammensetzung hin zu kleineren Korngrößen und der größeren Verbreitung organischer Auflagen.

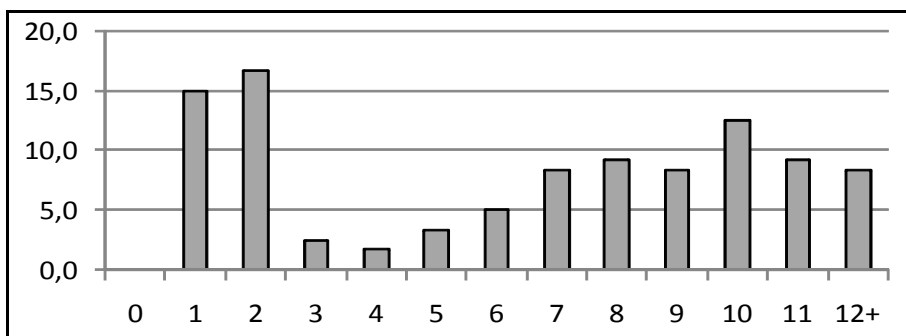


Abb. 12-11: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Weide 2

War die Verteilung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 1 sehr ausgeglichen, so dominieren im Abschnitt Weide 2 vor allem die tiefen Bereiche (55,8% aller Messflächen wiesen eine Wassertiefe von 70 cm oder mehr auf), während die Bereiche mittlerer Tiefe nur sehr schwach vertreten sind (12,5% aller Messflächen wiesen eine Tiefe von 30 bis 60 cm auf). Die ufernahen flachen Bereiche hingegen sind mit 31,7% ähnlich häufig wie im Abschnitt Weide 1 (Abb. 12-11).

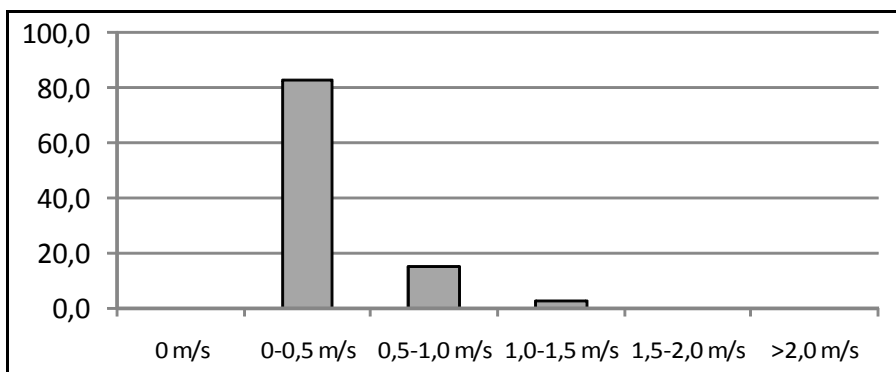


Abb. 12-12: Relative Häufigkeit (in %) der Strömungsklassen im Abschnitt Weide 2

Die steil abfallenden Uferbereiche, die aus der statistischen Auswertung der Kartielergebnisse herauslesen lassen, finden sich in der räumlichen Darstellung der Ergebnisse in der Karte wider (Abb. 12-13). In der oberen Hälfte des Abschnitts Weide 2 (Kartierabschnitte 32 bis 36) fällt die Gewässersohle besonders steil ab und der zentrale Bereich des Gewässerbetts ist als Trogsohle mit nur geringer Tiefenvarianz ausgebildet. Im unteren Teil des Abschnitts ist die Gewässersohle hingegen stärker strukturiert und weist auch größere Bereiche mittlerer Gewässertiefe auf. Dies wirkt sich auch auf die Strömungsge-

schwindigkeit aus, die dort deutlich höher und heterogener ist als in den übrigen Bereichen des ansonsten sehr homogenen Abschnitts (Abb. 12-14)

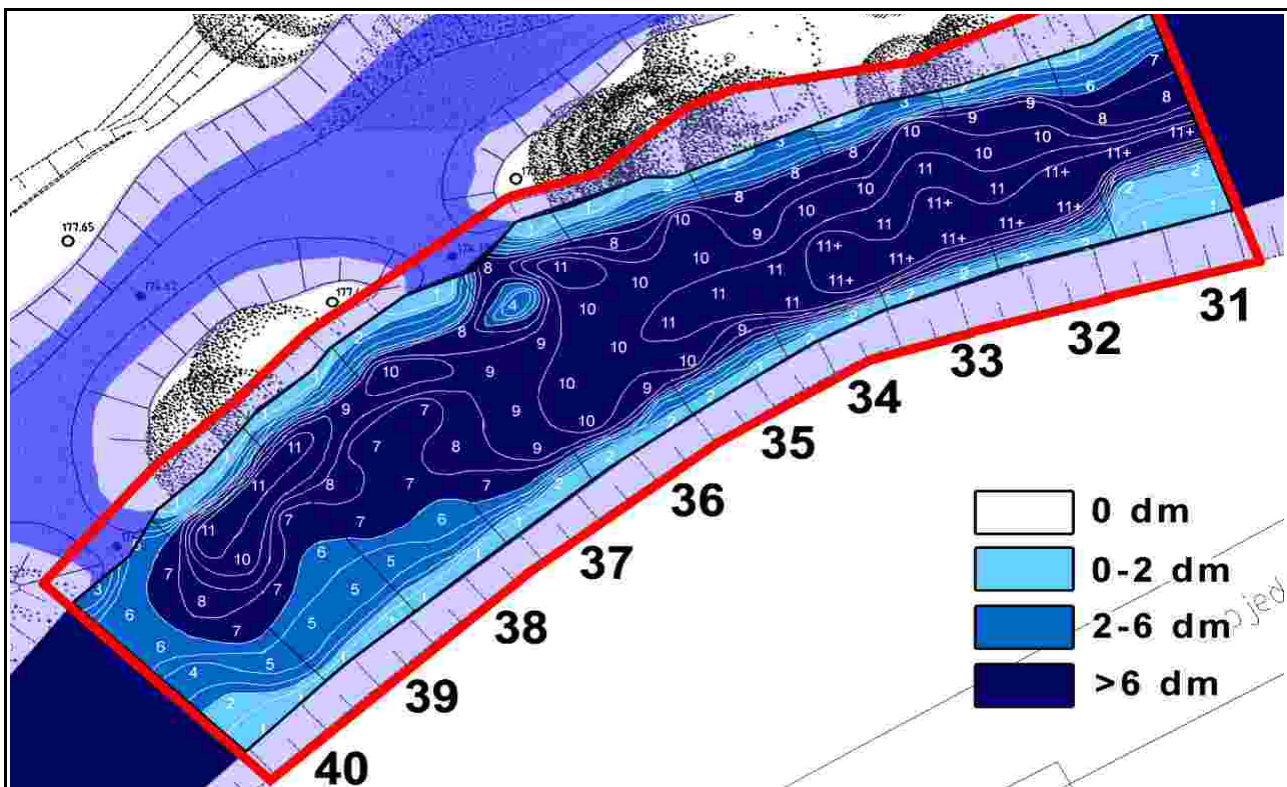


Abb. 12-03: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 2 (eigene Darstellung; Karten-
grundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

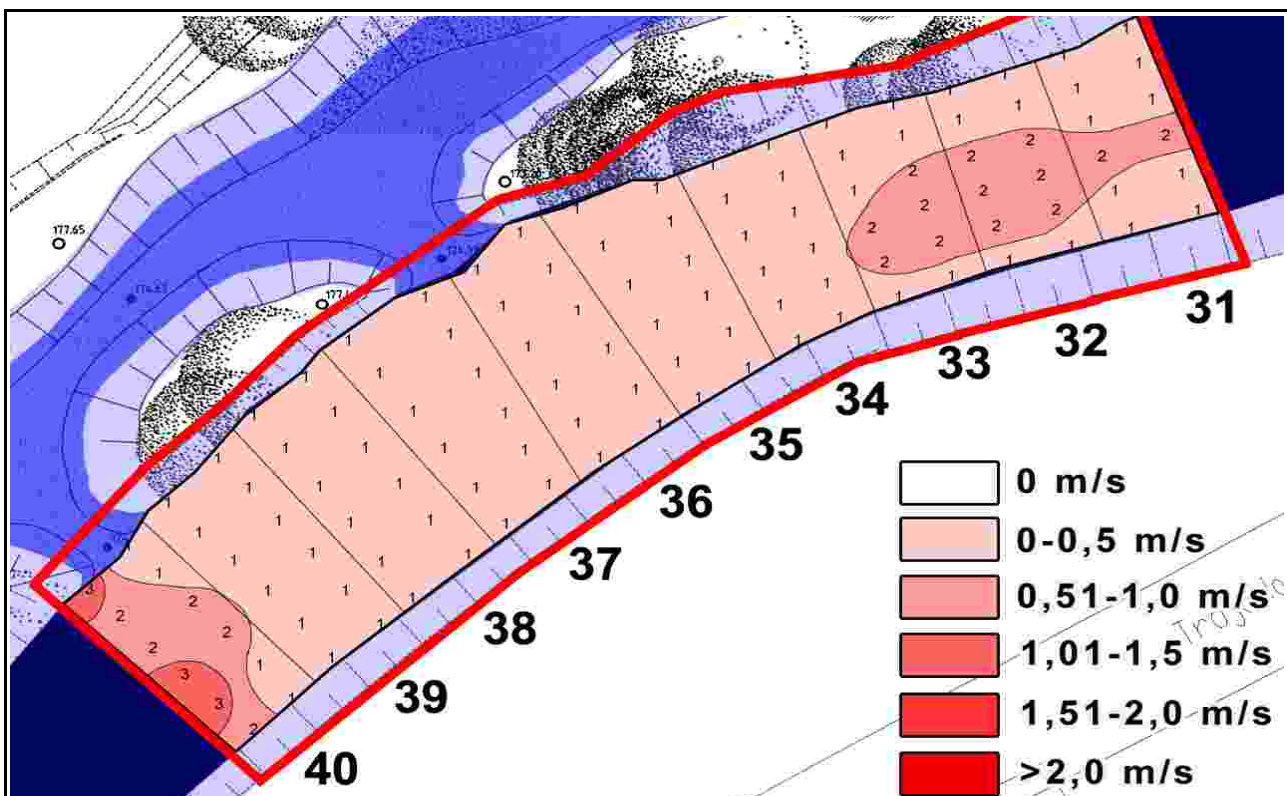


Abb. 12-14: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 2 (eigene Dar-
stellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Habitattypen

Die Zusammensetzung der Habitattypen des Abschnitts Weide 2 ähnelt jener des Abschnitts Weide 1. Allerdings wurden nur 10 statt 12 Typen ausgewiesen. Obwohl der Anteil feinerer Substrate im Abschnitt Weide 2 größer war als im Abschnitt Weide 1, wurden weniger sandgeprägte Habitate vorgefunden. Gleiches gilt für die größere Verbreitung organischer Strukturen im Abschnitt Weide 2, die sich nicht in den ausgewiesenen Habitattypen widerspiegelt. Dies liegt darin begründet, dass sowohl die feineren Substrate als auch die organischen Auflagen zwar mit hoher Stetigkeit vorkommen, jedoch in nur wenigen Fällen so hohe Deckungsgrade aufweisen, dass sie den Habitattyp prägen könnten.

Der dominierende Habitattyp ist wie auch im Abschnitt Weide 1 der Typ der kies- und blockgeprägten Habitate mit wenig organischem Material (Rno), der in 52,5% aller Messflächen ausgewiesen wurde (Abb. 12-15). Gefolgt wird dieser Typ von den sedimentarmen Blockschüttungen mit viel organischem Material (Typ AnO), der in 14,2% aller Messflächen ermittelt wurde.

Insgesamt bilden die kiesgeprägten Habitate 60,8% aller Messflächen und damit deutlich weniger als im Abschnitt Weide 1. Dafür sind im Abschnitt Weide 2 die anthropogenen Habitate mit 30% ausgesprochen stark vertreten. Die Auenlehmgeprägten Habitate nehmen mit 6,7% den dritten Platz ein und die sandgeprägten Habitate sind mit 2,5% kaum vertreten. Schlammgeprägte Habitate wurden überhaupt nicht ausgewiesen.

Wie schon im Abschnitt Weide 1 dominiert der Habitattyp Rno auch im Abschnitt Weide 2 die zentralen Bereiche der Gewässersohle, während die meisten übrigen Habitattypen in den Uferbereichen zu finden sind (Abb. 12-16). Anders als im Abschnitt Weide 1 sind hier jedoch beide Ufer zumindest teilweise befestigt, was die geringere Gesamthabitattypenzahl und die größere Bedeutung der anthropogenen Habitate erklärt.

Eine weitere Auffälligkeit betrifft die Makrophytenbestände in diesem Abschnitt, die anders als im Abschnitt Weide 1 nicht in Form eines größeren Bereiches, sondern in Form mehrerer voneinander isolierter Kleinflächen kartiert wurden, wodurch die Gewässersohle trotz der homogenen Verhältnisse hinsichtlich der Wassertiefe, der Strömungsgeschwindigkeit und der Sohlsubstrate heterogen erscheint, was sich positiv auf die Besiedelung durch das Makrozoobenthos auswirken könnte.

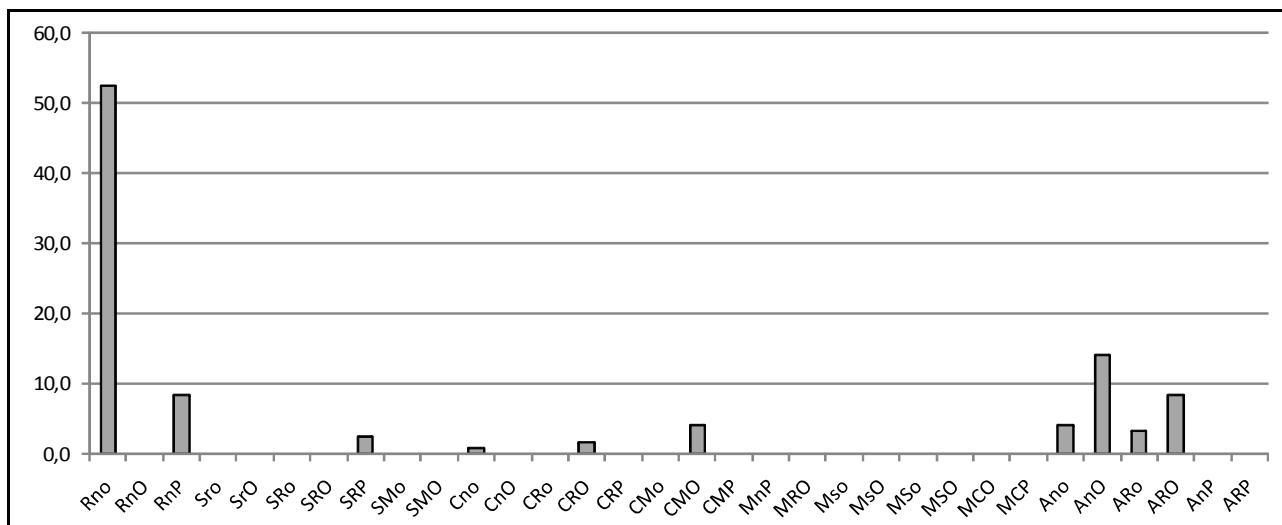


Abb. 12-15: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Weide 2 (in %)

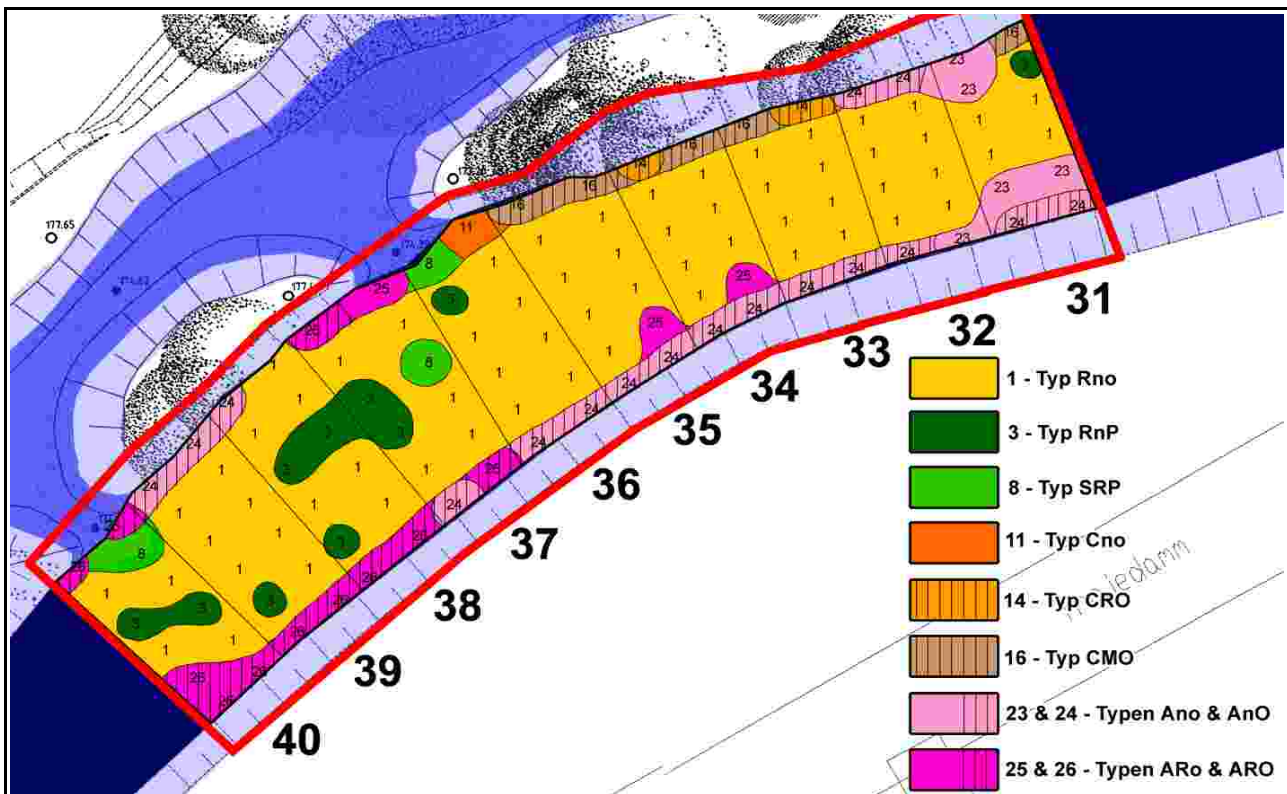


Abb. 12-16: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 2 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

12.1.1.3 Weide 3

Der Abschnitt Weide 3 befindet sich in einem der renaturierten Seitenarme und ist vor allem dadurch gekennzeichnet, dass der oberstromige Anschluss an den Hauptlauf nur bei überdurchschnittlich großen Abflüssen durchflossen wird und der Abschnitt dadurch einen ausgeprägten Stillgewässercharakter aufweist.

Im Abschnitt Weide 3 wurden insgesamt 102 Messflächen kartiert.

Sohlsubstrate

Anders als in den Hauptlaufabschnitten dominieren im Abschnitt Weide 3 die Feinsedimente sehr deutlich. Vor allem der Sand wurde in allen Messflächen kartiert und weist mit 54,8% auch den mit Abstand größten Deckungsgrad auf (Abb. 12-17). Der Feinkies (Mikroakal), wurde mit 94,1% fast ebenso häufig nachgewiesen, der mittlere Deckungsgrad ist mit 18,9% jedoch deutlich geringer. Die gröberen Substrate treten mit zunehmenden Korndurchmesser immer seltener und in geringeren Deckungsgraden auf.

Neben dem Sand und dem Feinkies tritt auch der organische Schlamm häufiger auf als im Hauptlauf der Lahn (Nachweis in 49% aller Messflächen, mittlerer Deckungsgrad 12%).

Diese Substratzusammensetzung entspricht der eines Altarms und nicht unbedingt jener einer Furkation eines Mittelgebirgsflusses und ist somit naturgemäß aber nicht leitbildentsprechend.

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen sind das grob- und das feinputikuläre organische Material sowie die Algenfilme nahezu flächendeckend vertreten und auch die mittleren Deckungsgrade dieser drei Elemente sind jedoch mit 15,7% bis 20,7% größer als in den Hauptlaufabschnitten (Abb. 12-18). Die übrigen Strukturelemente wurden in nur

wenigen Messflächen nachgewiesen und tragen kaum zur Diversifizierung des Abschnitts bei.

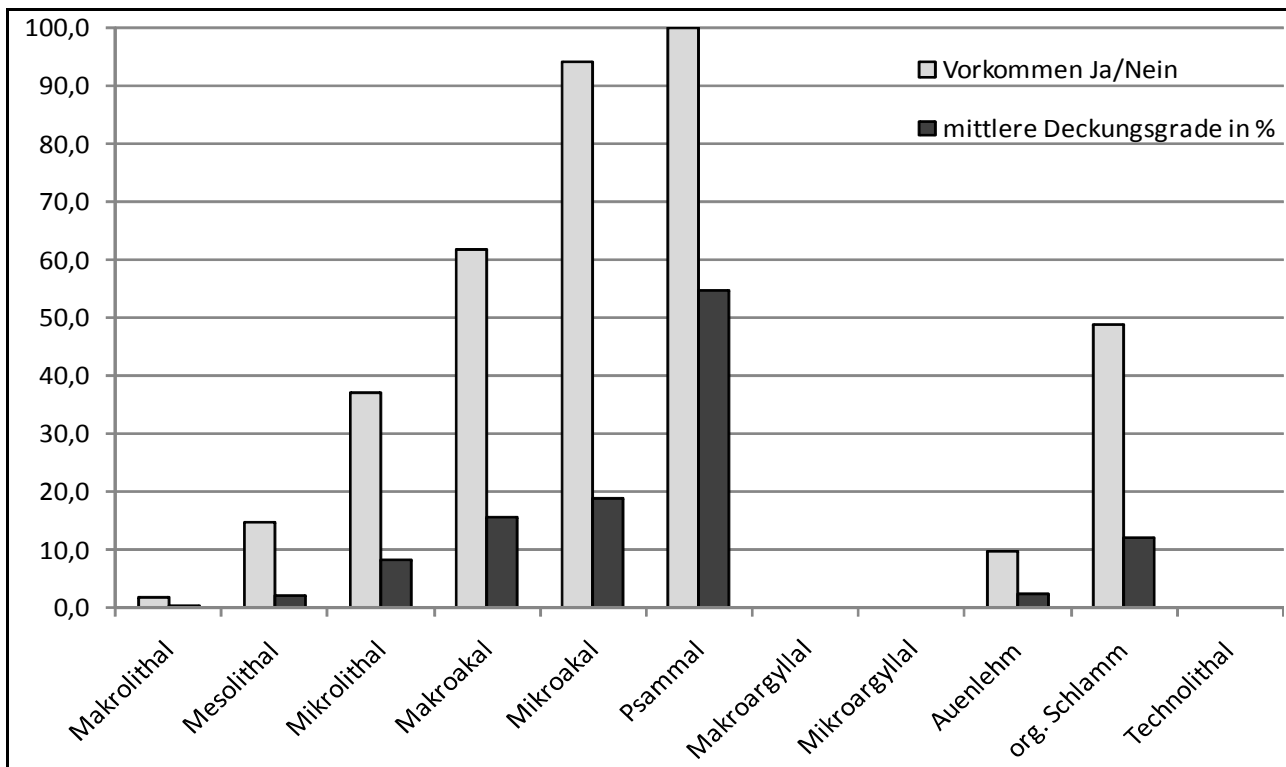


Abb. 12-17: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 3 (in %)

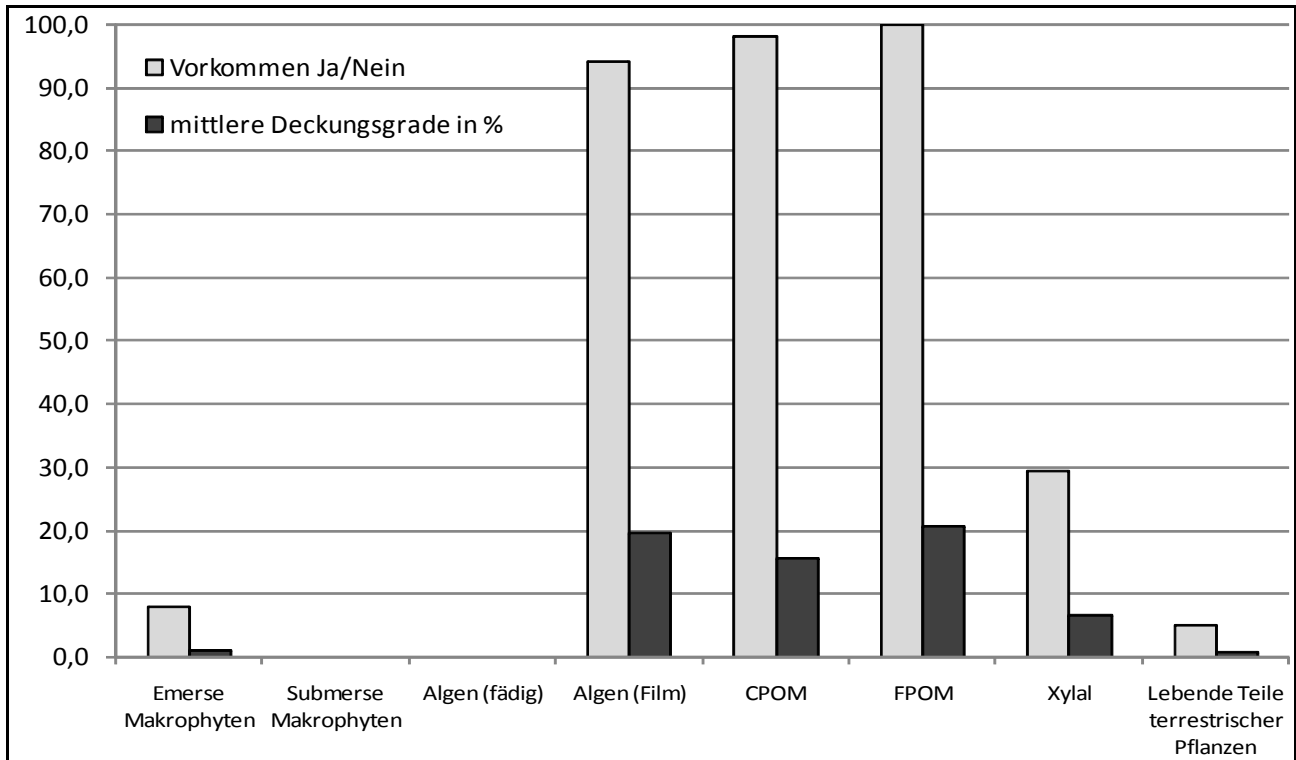


Abb. 12-18: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 3 (in %)

Wasserführung

Der Abschnitt Weide 3 ist deutlich flacher und strömungsärmer als die beiden untersuchten Hauptlaufabschnitte der Lahn in diesem Untersuchungsgebiet. Die mittlere Wassertiefe beträgt 31 cm und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit 0,24 m/s, was den Altarmcharakter des Abschnitts unterstreicht.

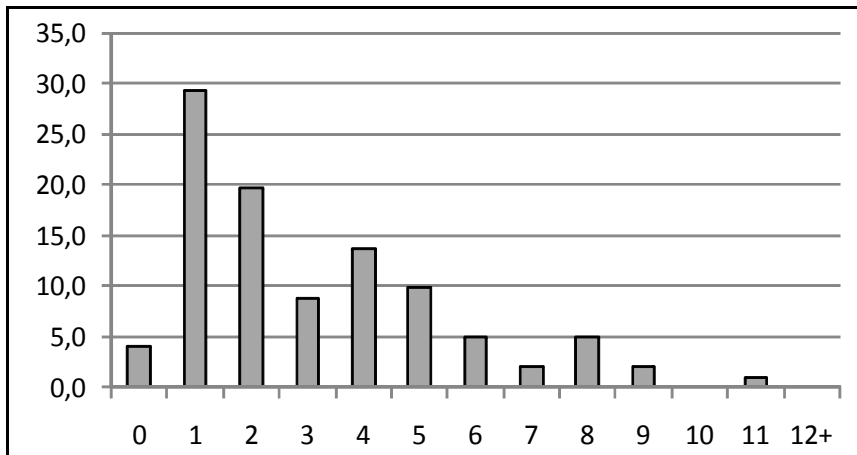


Abb. 12-19: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Weide 3

Dies wird auch deutlich, wenn die Verteilung der Messflächen auf die Kategorien der Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit betrachtet wird (Abb. 12-19 und 12-20). 29,4% aller Messflächen wiesen eine Wassertiefe von nur 10 cm auf und insgesamt 52,9% aller Flächen waren 20 cm tief oder flacher. Die Bereiche mittlerer Tiefe (30 bis 60 cm) waren mit 37,3% gut ausgebildet, während die tiefen Bereiche mit nur 9,8% kaum vorkamen.

Das Strömungsbild ist dem Altarmcharakter entsprechend sehr homogen. Vier Messflächen führten zum Zeitpunkt der Kartierung kein Wasser. Alle übrigen Messflächen wiesen die geringstmögliche Strömung auf.

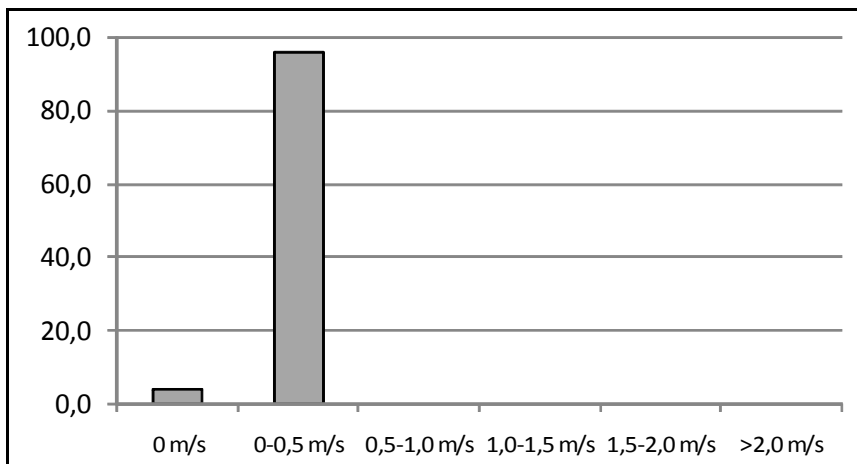


Abb. 12-20: Relative Häufigkeit (in %) der Strömungsklassen im Abschnitt Weide 3

Die Darstellung der Ergebnisse in der Karte zeigt vor allem, dass der Abschnitt in Fließrichtung zunehmend tiefer wird (Abb. 12-21). Während der Seitenarm oberhalb des ersten berücksichtigten Kartierabschnitts sogar vollständig verlandet ist, weist er im unteren Teil des Abschnitts Weide 3 ausgesprochen tiefe Stellen mit steil abfallenden Böschungen auf.

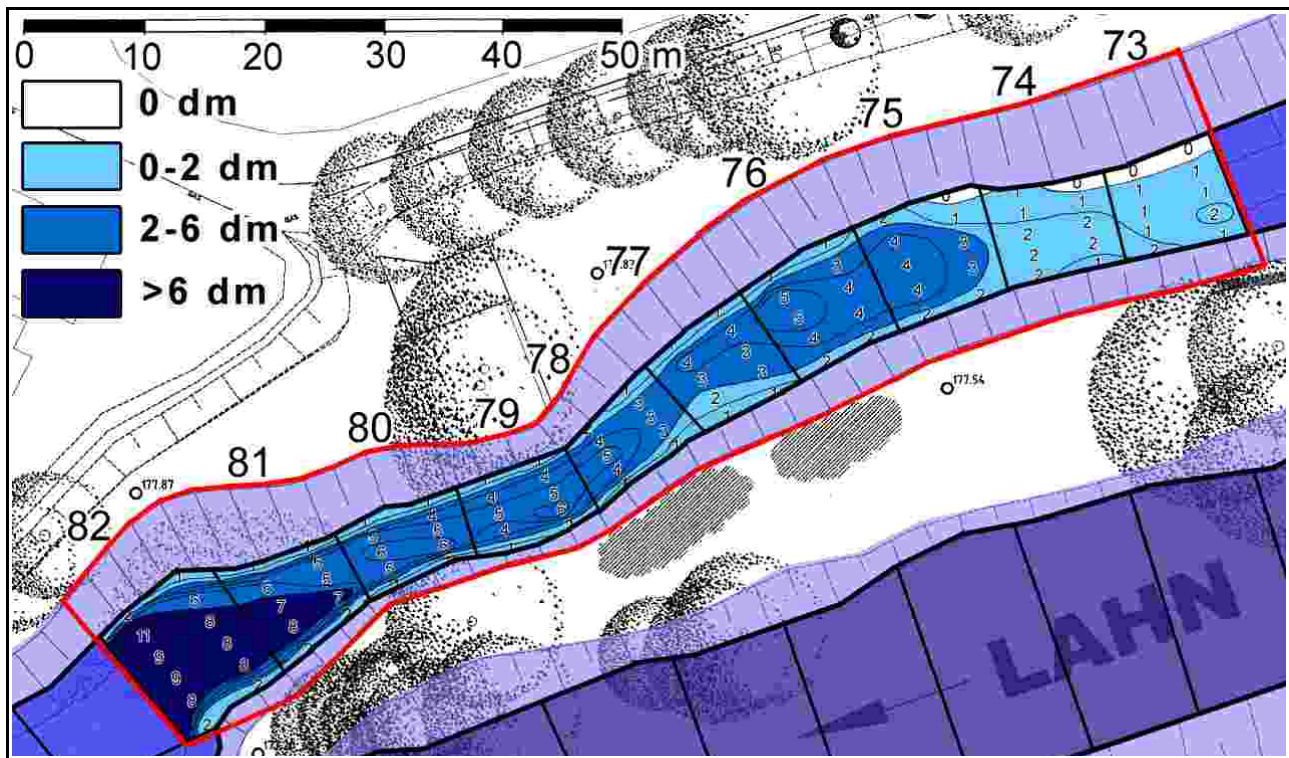


Abb. 12-21: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 3 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Habitattypen

Analog zu der Substratzusammensetzung unterscheidet sich die Habitatausstattung des Abschnitts Weide 3 grundlegend von jener der Hauptlaufabschnitte. Das prägnanteste Merkmal ist der große Anteil der sandgeprägten Habitate (82,4%) und das Fehlen der anthropogenen Habitate. Die kies- und blockgeprägten Habitate sind mit 14,7% deutlich schwächer vertreten als im Hauptlauf der Lahn, was an der verringerten Strömung in dem Seitenarm und der damit verringerten Schleppkraft des Wassers liegt. Auenlehmgeprägte Habitate wurden nicht ausgewiesen und die schlammgeprägten Habitate kamen in nur 2,9% aller Messflächen vor.

Obwohl insgesamt nur 9 verschiedene Habitattypen im Abschnitt Weide 3 nachgewiesen wurden, ist die Dominanz einzelner Typen weniger stark ausgeprägt als im Hauptlauf der Lahn. Der häufigste Typ Sro (kiesarmer Sand mit wenig organischem Material) wurde in 32,4% aller Messflächen vorgefunden (Abb. 12-22). Weitere häufige Typen sind die kiesreichen Sandhabitate mit wenig organischem Material (SRo, 15,7%) und mit viel organischem Material (SRO, 11,8%) sowie die schlammreichen Sandhabitate mit wenig organischem Material (SMo, 11,8%).

Auffällig ist weiterhin, dass im Abschnitt Weide 3 keine Habitattypen ausgewiesen wurden, die durch Makrophyten geprägt sind.

Die schwächere Dominanz des häufigsten Habitattyps im Abschnitt Weide 3 lässt auf eine heterogenere und damit wertvollere Habitatstruktur des Gewässerbetts schließen. Dies wird noch bekräftigt, wenn die räumliche Verteilung der Habitattypen betrachtet wird (Abb. 12-23). Anders als im Hauptlauf der Lahn ist die Habitatvielfalt nicht auf die ufernahen Bereiche beschränkt, sondern umfasst das gesamte Gewässerbett. Dadurch entsteht eine kleinteilige Mosaikstruktur mit zahlreichen Grenzflächen, die für die Herausbildung einer artenreichen Makrozoobenthoszönose besonders wertvoll ist.

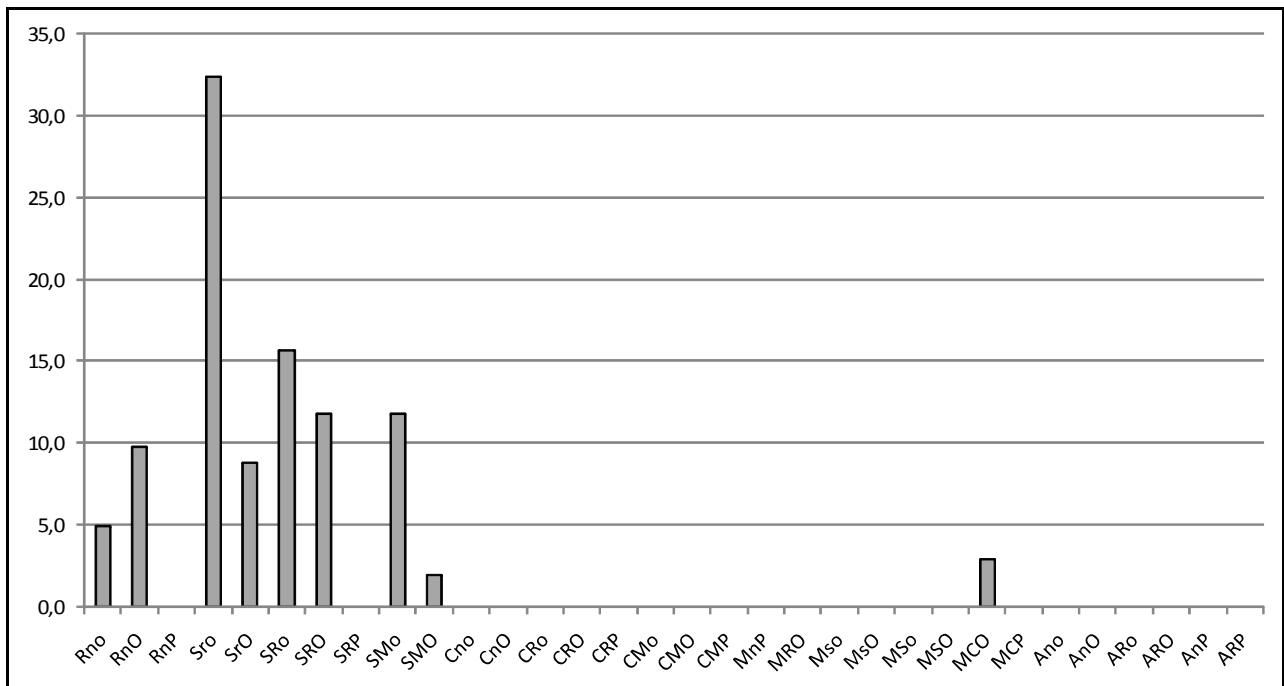


Abb. 12-22: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Weide 3 (in %)

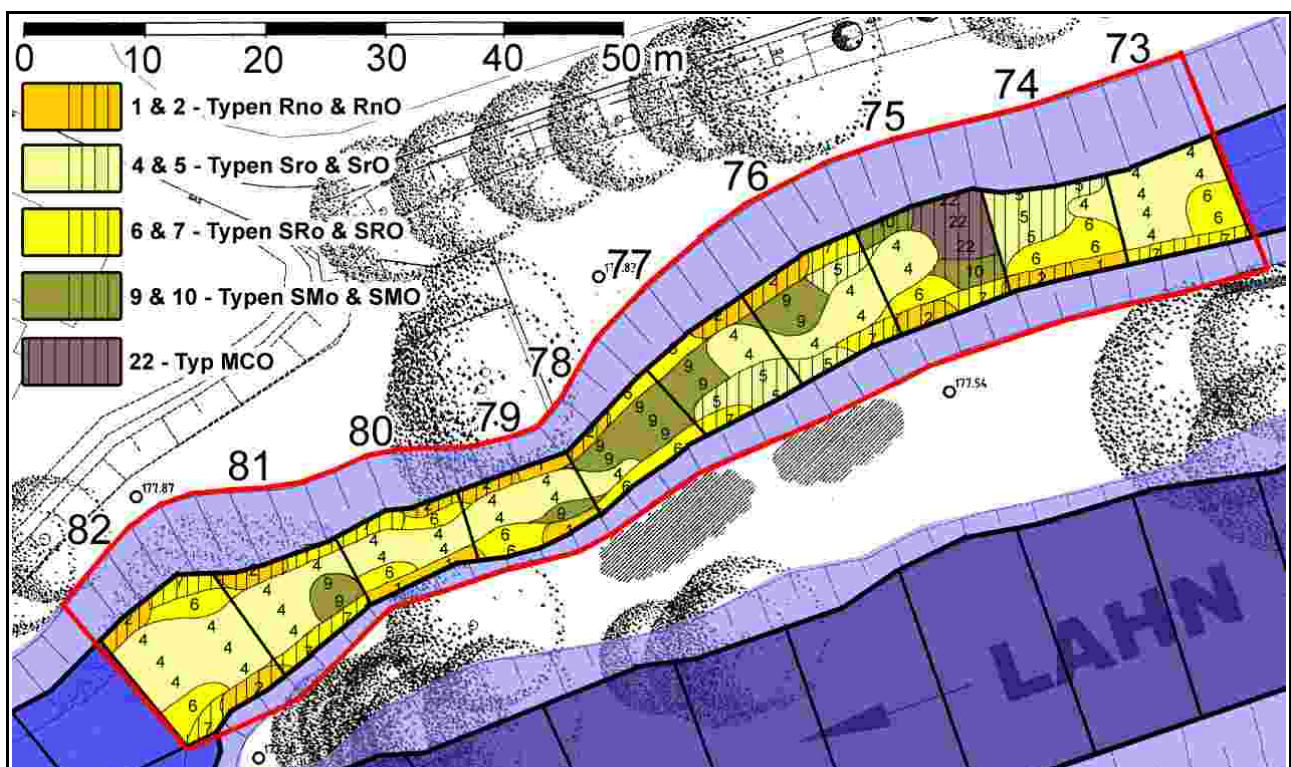


Abb. 12-23: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 3 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

12.1.1.4 Weide 4

Der Abschnitt Weide 4 befindet sich in einem permanent durchströmten Seitenarm der Lahn und wurde im Zuge der Gewässerstrukturgütekartierung als besonders strukturreich ausgewiesen.

In diesem Abschnitt wurden 84 Messflächen nach dem TRiSHa-Verfahren kartiert.

Sohlsubstrate

Die Zusammensetzung der Gewässersohle bietet im Abschnitt Weide 4 ein Bild, welches jenem des Abschnitts Weide 3 sehr ähnelt. Die Feinsedimente (vor allem der Sand, der in 95,2% aller Messflächen nachgewiesen wurde) stellen die häufigste Substratfraktion und mit zunehmender Korngröße nimmt die Häufigkeit der Substrate ab (Abb. 12-24). Diese Verteilung kann als seitenarmtypisch angesehen werden.

Anders als im Abschnitt Weide 3 ist jedoch im Abschnitt Weide 4 der Anteil des Mittel- und Grobkieses deutlich höher, was auf eine größere Strömungsvielfalt schließen lässt.

Geringere Häufigkeiten weisen der Auenlehm, der organische Schlamm und das Technolithal auf. Letzteres wurde im Bereich des oberstromigen Anschlusses an den Hauptlauf der Lahn festgestellt und gehört zu der ursprünglichen Uferbefestigung des Flusses.

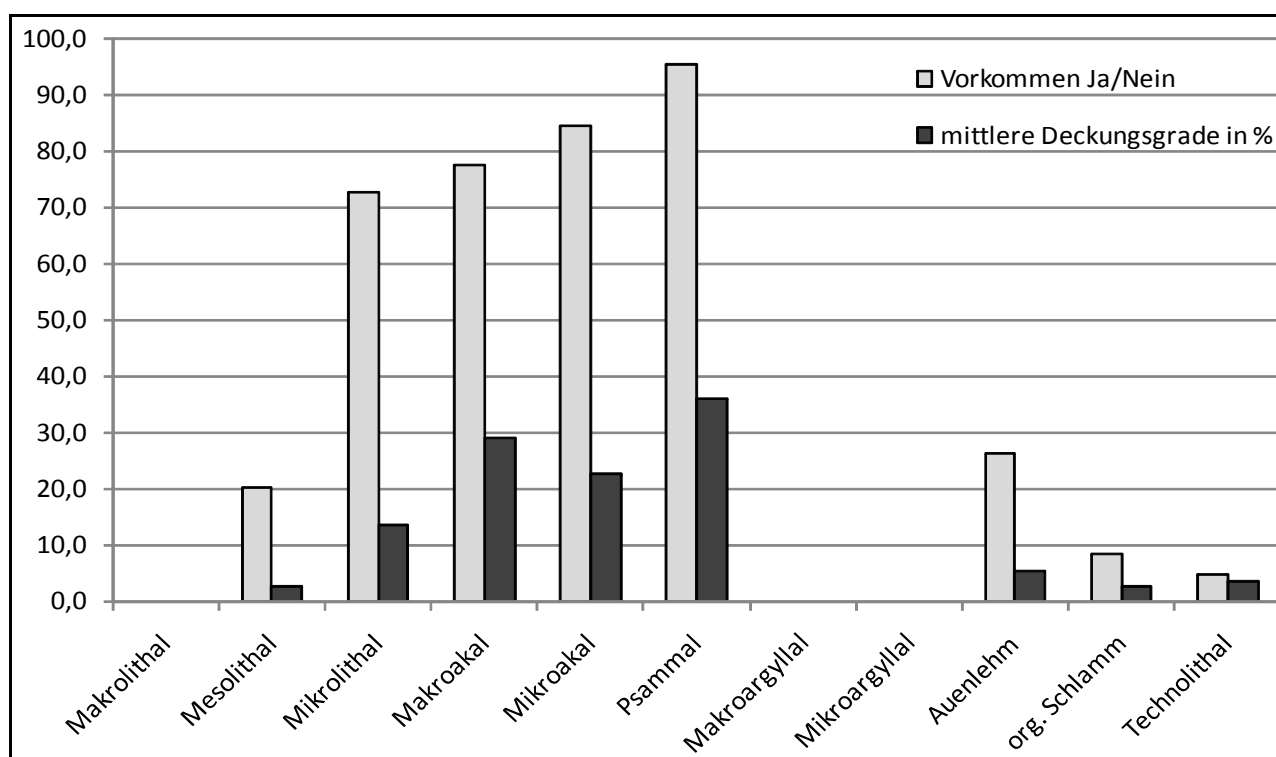


Abb. 12-24: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Weide 4 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen sind weniger häufig kartiert worden als in den übrigen Untersuchungsabschnitten des Gebietes „Auf der Weide“. Wie im gesamten Gebiet dominieren das CPOM, FPOM sowie die Algenfilme die organische Auflage in diesem Abschnitt. Diese drei Elemente wurden in 52,4%, 50,0% und 45,2% aller Messflächen vorgefunden (Abb. 12-25). Eine vergleichsweise große Bedeutung kommt jedoch auch den submersen Makrophyten zu, die in jeder fünften Messfläche nachgewiesen wurden (22,6%). Die mittleren Deckungsgrade liegen mit maximal 12,8% (für das CPOM) deutlich niedriger als in den strukturreichen Abschnitten Weide 2 und Weide 3 und damit auf einem ähnlichen Niveau wie in dem strukturreichen Abschnitt Weide 1.

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe im Abschnitt Weide 4 beträgt 41 cm. Damit ist dieser Abschnitt tiefer als der zweite Seitenarmabschnitt Weide 3 aber flacher als die beiden Hauptlaufab-

schnitte. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit von 0,46 m/s ist deutlich größer als die des Abschnitts Weide 3 aber auch größer als jene des Abschnitts Weide 2. Die meisten Messflächen (53,6%) wiesen dabei eine sehr geringe Strömung (0 bis 0,5 m/s) auf, während der Anteil der Klassen stärkerer Strömung mit zunehmender Geschwindigkeit stark abnimmt (Abb. 12-27). In 31% aller Messflächen wurde eine Fließgeschwindigkeit zwischen 0,5 und 1,0 m/s ermittelt während 7,1% der Messflächen eine Geschwindigkeit von 1,0 bis 1,5 m/s aufwiesen.

Hinsichtlich der Verteilung der Wassertiefe auf die Größenklassen zeigt sich eine klare Dominanz der flachen Bereiche. 53,6% aller Messflächen wiesen eine Wassertiefe von 20 cm oder weniger auf. Auch die tiefen Bereiche sind mit 32,1% stark vertreten, während die Bereiche mittlerer Tiefe (30 bis 60 cm) mit 14,3% nur schwach ausgeprägt sind (Abb. 12-26).

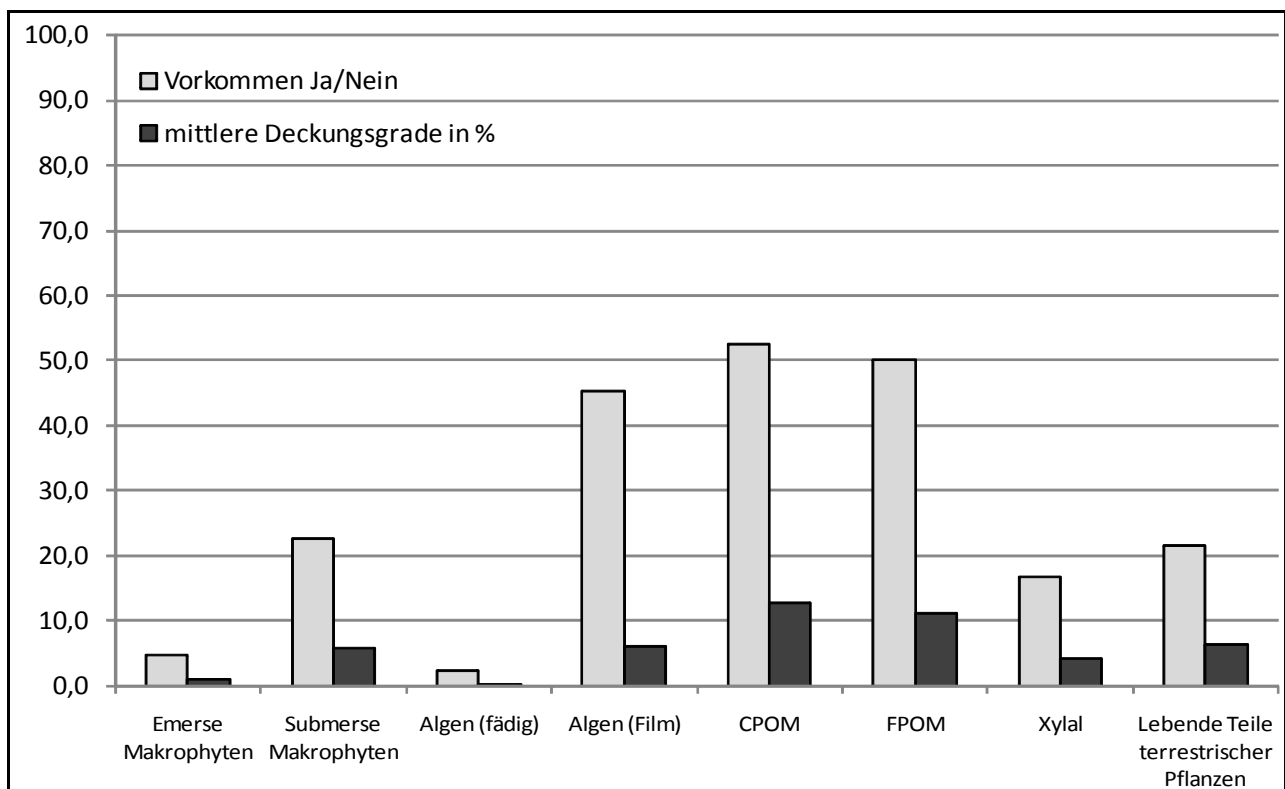


Abb. 12-25: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Weide 4 (in %)

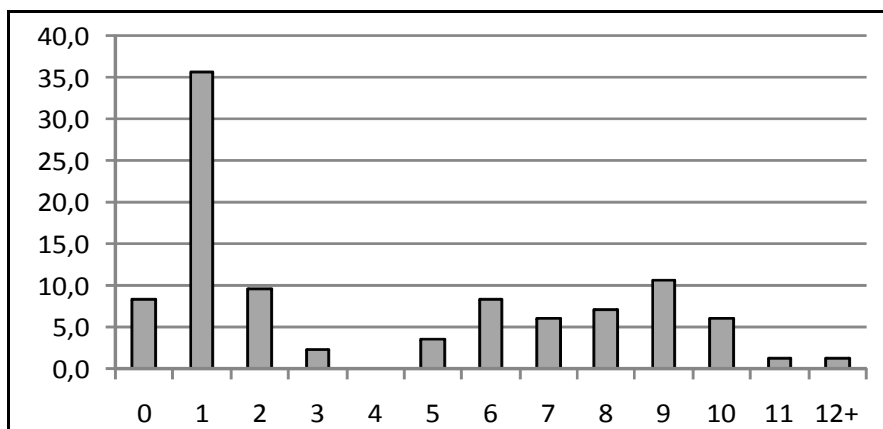


Abb. 12-26: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Weide 4

Die räumliche Verteilung der Ergebnisse (Abb. 12-28 und 12-29) zeigt deutlich die eigen-dynamische Entwicklung des Abschnitts Weide 4. Der im Abschnitt gelegene Zustrom aus dem Hauptlauf der Lahn weist ebenso deutliche Verlandungstendenzen auf wie die nördliche der beiden Verbindungen zum Mühlgraben. Das strömende Wasser bevorzugt viel-mehr den südlichen Anschluss an den Mühlgraben und bedingt durch die flache und enge Rinne steigt die Strömungsgeschwindigkeit stark an.

Der Abschnitt Weide 4 ist somit durch eine vielseitige und heterogene Tiefen- und Strömungsstruktur charakterisiert.

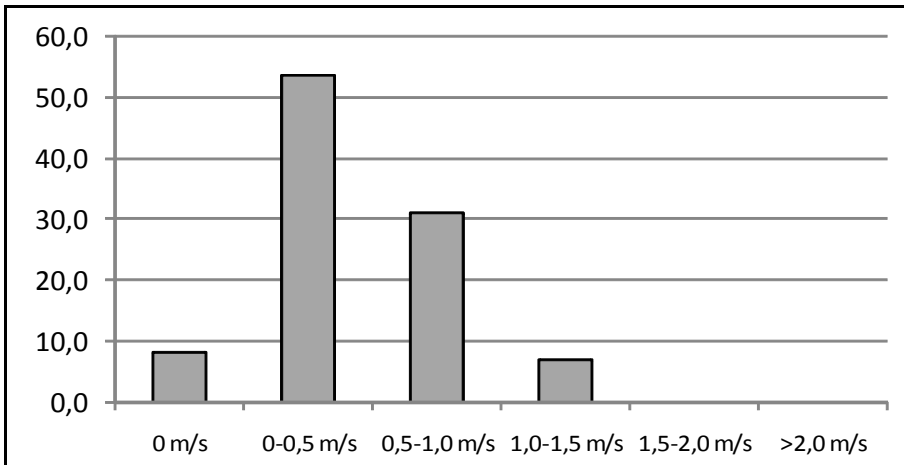


Abb. 12-27: Relative Häufigkeit (in %) der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 4

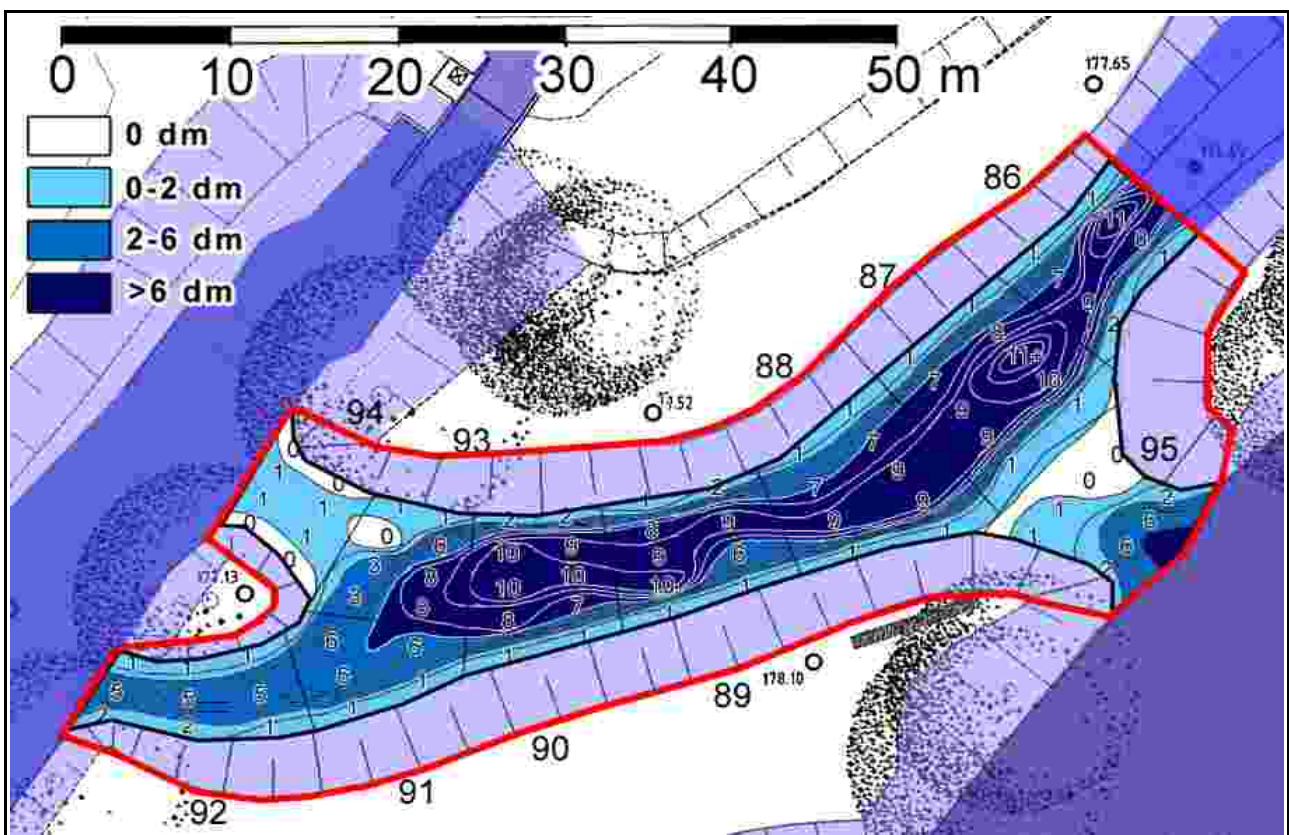


Abb. 12-28: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Weide 4 (eigene Darstellung; Karten-grundlage: ICON Ing.-BÜRO H. WEBLER 2001)

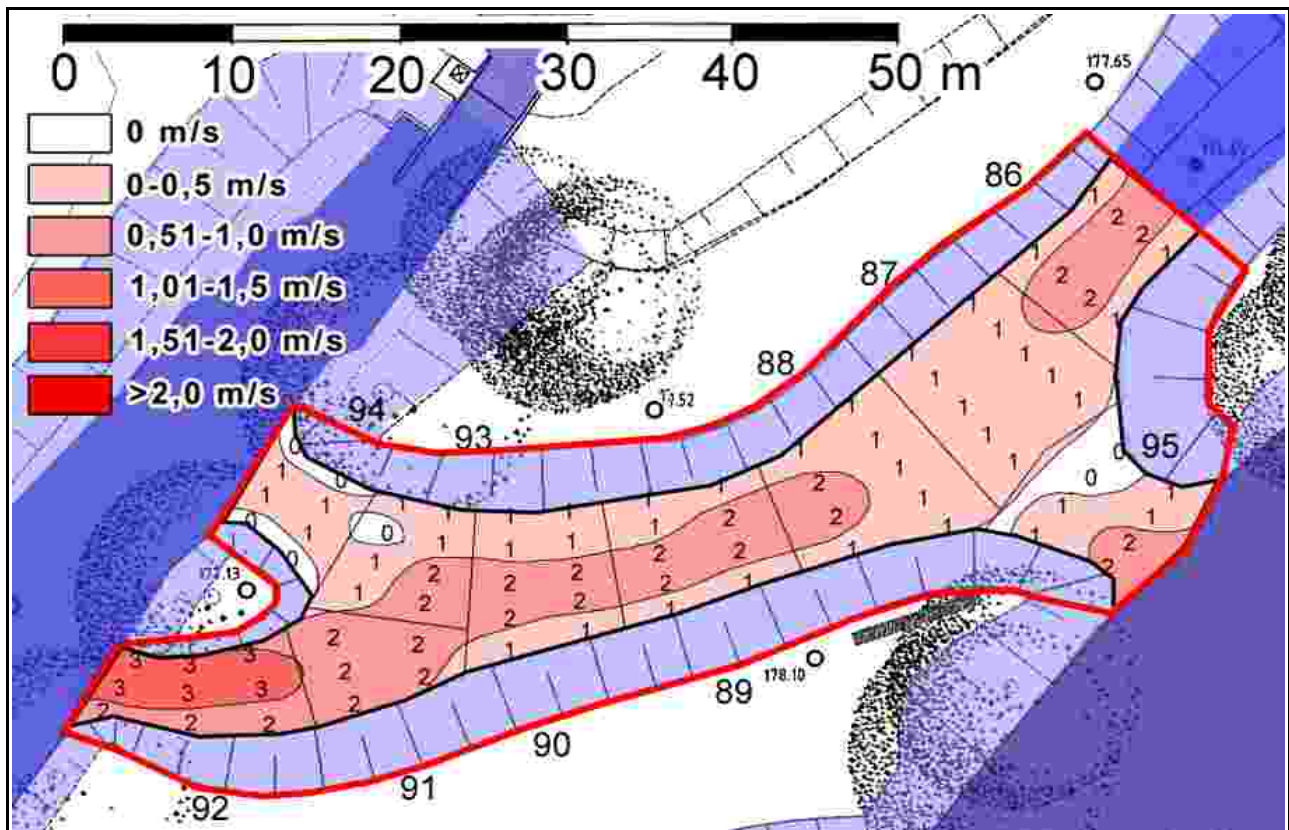


Abb. 12-29: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Weide 4 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

Habitattypen

Diese vielfältige Strukturierung der Wasserführung spiegelt sich auch in einer vielfältigen Habitatstruktur wider. Mit 13 verschiedenen Habitattypen wurden im Abschnitt Weide 4 mehr Habitattypen als in den anderen drei Abschnitten des Untersuchungsgebietes „Auf der Weide“ nachgewiesen. Der Schwerpunkt liegt, wie auch in dem anderen Seitenarmabschnitt im Bereich der sandgeprägten Habitate, die in zwei Drittel (65,5%) aller Messflächen ausgewiesen wurden. Den größten Anteil nimmt dabei der Typ SRO („kiesreicher Sand mit wenig organischem Material“) ein, der in 29,8% aller Messflächen nachgewiesen wurde (Abb. 12-30). Damit ist die Dominanz des häufigsten Habitattyps geringer als in allen anderen Abschnitten dieses Untersuchungsgebietes, was auf eine heterogene Habitatstruktur schließen lässt.

Dies wird auch dadurch gestützt, dass alle fünf Habitattypengruppen vertreten sind, wobei den schlammgeprägten Habitaten mit 2,4% die geringste Bedeutung zukommt und auch die anthropogenen und die auenlehmgeprägten Habitate nur schwach vertreten sind (je 4,8%). Die kiesgeprägten Habitate sind hingegen mit 22,6% vergleichsweise häufig ausgewiesen worden.

Die räumliche Verteilung der Habitattypen offenbart eine kleinteilige Mosaikstruktur mit unterschiedlichsten Habitaten in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander (Abb. 12-31). Die makrophytendominierten Habitate konzentrieren sich auf die Bereiche der größten Strömungsgeschwindigkeit, während die Habitate, die durch einen hohen Anteil organischen Materials gekennzeichnet sind, fast ausschließlich in den Verlandungszonen zu finden sind.

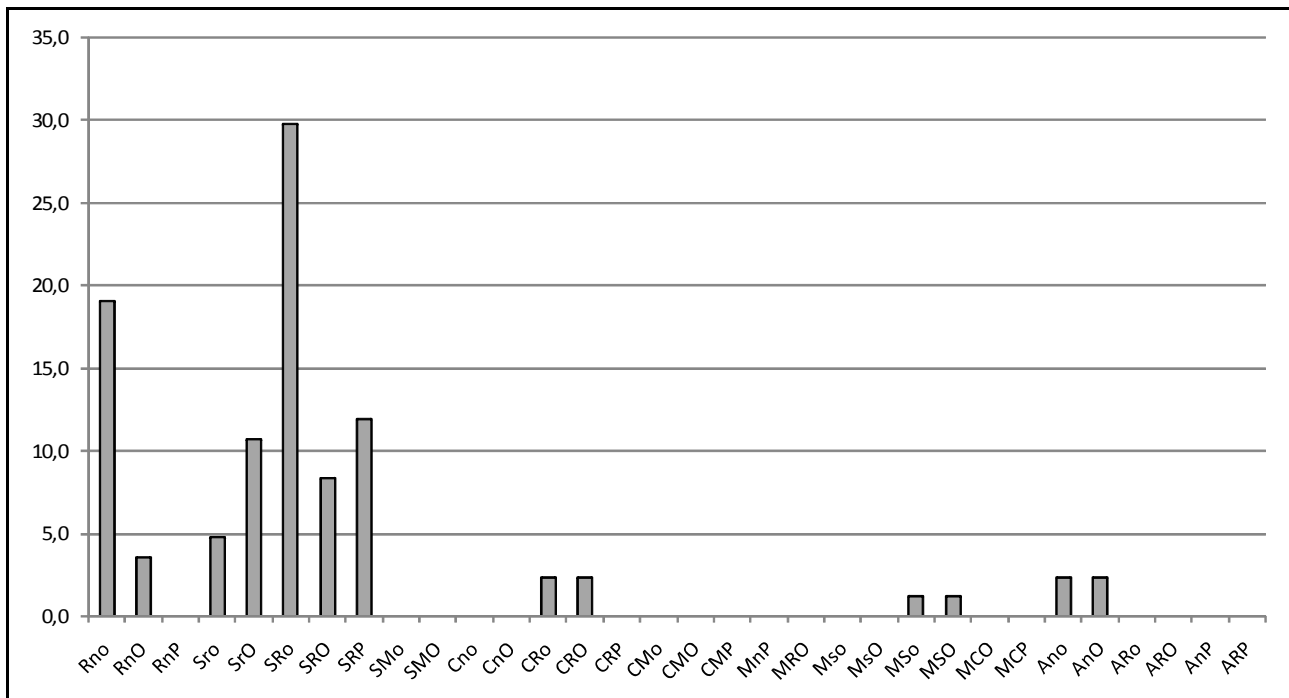


Abb. 12-30: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Weide 4 (in %)

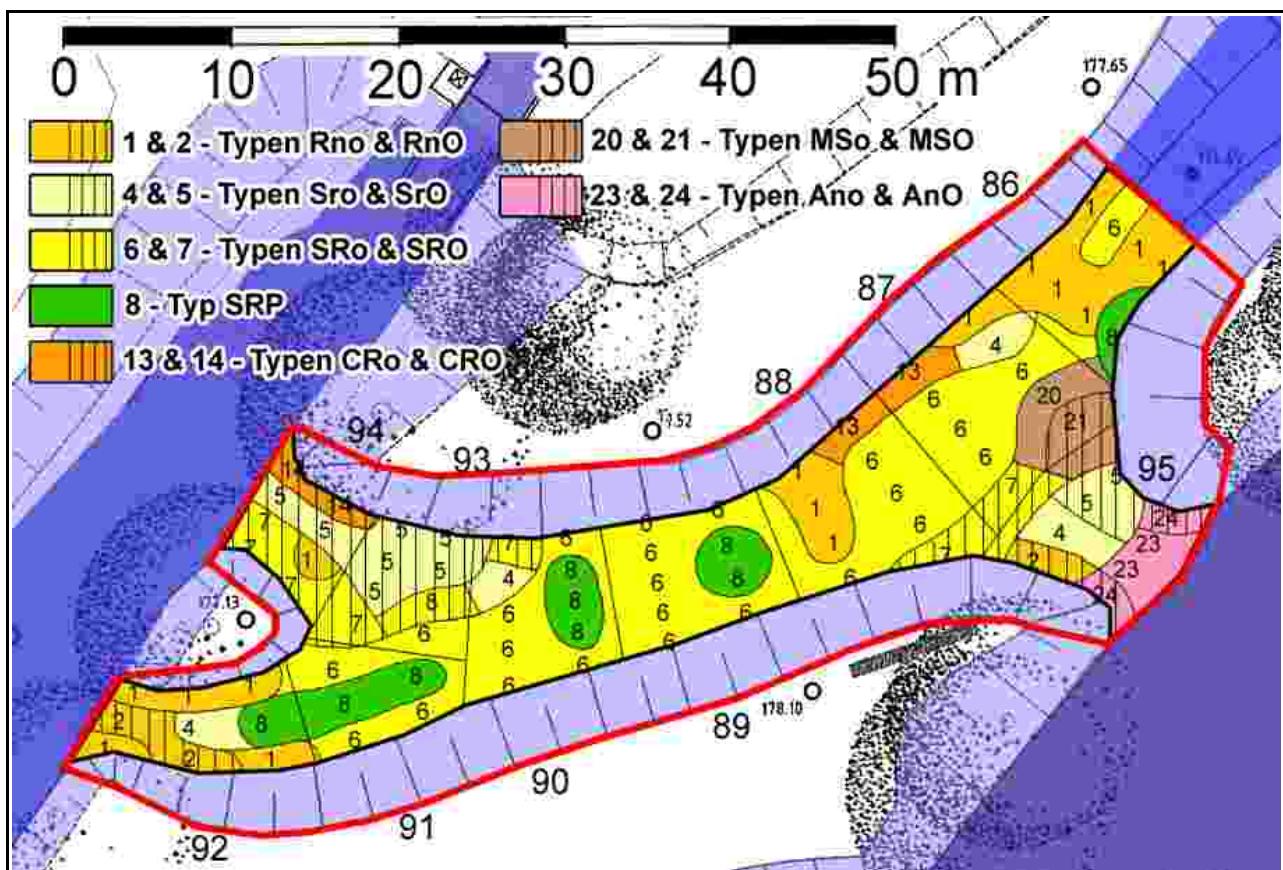


Abb. 12-31: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Weide 4 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2001)

12.1.1.5 Zusammenfassung

Die Kartierung der Gewässersohle in den vier Abschnitten des Gebietes „Auf der Weide“ im Jahr 2006 ergab ein detailliertes Bild der Gewässerbettmorphologie. Dabei wurden deutliche Unterschiede zwischen den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten festgestellt. Im Hauptlauf der Lahn dominierten die Grobsubstrate, während in den Seitenarmen die Feinsedimente am häufigsten anzutreffen waren. Dies spiegelt sich auch in der Habitatzusammensetzung wider. Insgesamt wurden im Gebiet „Auf der Weide“ 22 verschiedene Habitattypen nachgewiesen, wobei im Abschnitt Weide 4 mit 13 Habitattypen die meisten und im Abschnitt Weide 3 mit nur 9 Habitattypen die wenigsten Typen pro Abschnitt ermittelt wurden. Sechs Habitattypen wurden ausschließlich in den Hauptlaufabschnitten nachgewiesen (RnP, Cno, CMO, MRO, ARo und ARO) und fünf weitere Habitattypen kamen ausschließlich in den Seitenarmabschnitten vor (SMo, CRo, MSo, MSO und MCO). Die hohe Gesamthabitatanzahl bedeutet, dass das Habitatangebot im Gebiet „Auf der Weide“ durch die Renaturierung deutlich vergrößert wurde. Das häufigere Auftreten der Feinsubstrate (vor allem des Sandes) führt zu der Herausbildung charakteristischer Seitenarmlebensräume, welche zu einer Erhöhung der Artenvielfalt des Gesamtgebietes führen können.

Nicht nur die Anzahl und die Art der Habitate unterschied sich zwischen den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten. Auch die räumliche Verteilung der Habitate wies deutliche Unterschiede auf. Während sich die Habitatvielfalt im Hauptlauf der Lahn auf die Uferbereiche konzentrierte und der größte Teil des Gewässerbettes durch nur einen einzigen Habitattyp dominiert wurde, bildeten die Habitattypen in den Seitenarmen eine Mosaikstruktur mit kleinräumig wechselnden Lebensräumen.

12.1.2 Kartierung 2007 – Hochwasserinduzierte Dynamik

Im Jahr 2007 wurde die Kartierung der Gewässerbettmorphologie im Gebiet „Auf der Weide“ wiederholt, um die Veränderungen der Sohlstruktur zu dokumentieren. Hierbei ergab sich der glückliche Umstand, dass im Januar 2007 an der Lahn ein bedeutendes Hochwasserereignis auftrat und somit direkt die hochwasserinduzierte Dynamik der Gewässersohle evaluiert werden konnte.

12.1.2.1 Das Kyrill-Hochwasser

Der Winter 2006/2007 war durch eine milde und niederschlagsreiche Witterung geprägt. Als sich im Laufe des 16. Januars südlich von Neufundland eine Warmsektorzyklone bildete, war das Lahneinzugsgebiet demnach bereits durch eine hohe Vorfeuchte gekennzeichnet.

Die Zyklone wurde mit hoher Geschwindigkeit über den Atlantik nach Osten verlagert, erreichte am 17. Januar Island und wurde auf den Namen „Kyrill“ getauft. Im Verlauf von 24 Stunden war der Luftdruck im Zentrum der Zyklone um 30 hPa gefallen, so dass ein starker Luftdruckgradient ganz Mitteleuropa erfasste, als Kyrill am 18. Januar die Nordsee überquerte. Die starken Druckunterschiede führten zu Windgeschwindigkeiten von bis zu 202 km/h (gemessen auf dem Wendelstein), und selbst in geschützten Beckenlagen wurden noch Geschwindigkeiten von mehr als 100 km/h gemessen (122 km/h in Gießen) (WWW.WETTERZENTRALE.DE 2007a, 2007b). Die Sturmfront brachte weiterhin ergiebige Niederschläge mit sich. Bis zum Morgen des 19. Januars wurden beispielsweise auf dem Brocken 90 l/m² ermittelt und in weiten Teilen Nord- und Mitteldeutschlands konnten immer noch 20-40 l/m² gemessen werden (HOLLAN ET AL. 2007). Diese intensiven Niederschläge

fürten in Verbindung mit der großen Vorfeuchte zu einem raschen Anstieg des Abflusses der Lahn. Der Hochwasserscheitel am Pegel Marburg wurde bereits am 19. Januar erreicht und war durch einen maximalen Abfluss von 199 m³/s und einen Wasserstand von 499 cm gekennzeichnet (Abb. 12-32). Dies bedeutete ein Ansteigen des Abflusses um mehr als das 12fache des mittleren Abflusses. Damit wurde am Pegel Marburg die Meldestufe 3 erreicht und das Kyrrill-Hochwasser als HQ50 eingestuft (WWW.HLUG.DE).

Die Hochwasserwelle floss rasch und ohne größere Schäden ab, doch im weiteren Jahresverlauf traten noch drei kleinere Hochwasserereignisse am Pegel Marburg auf (HLUG (HRSG.) 2008: 15).

Dieses energiereiche Hochwassergeschehen war die herausragende Triebkraft der eigen-dynamischen Gewässerentwicklung im Zeitraum zwischen den beiden Kartierungen und im Folgenden soll dargelegt werden, welchen Einfluss dieses HQ50 auf die Sohlstruktur der Lahn und die Entwicklung der renaturierten Seitenarme hatte.

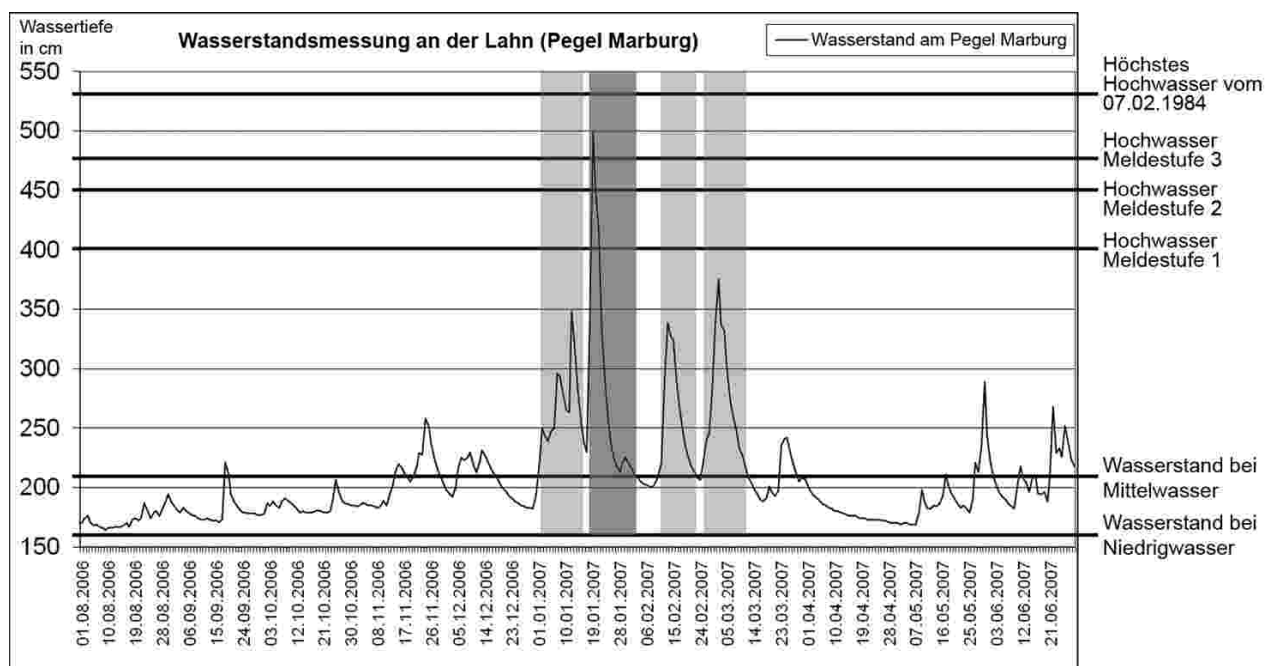


Abb. 12-32: Wasserstand der Lahn am Pegel Marburg zwischen August 2006 und Juni 2007 (GROLL 2009: 198; Rohdaten: WWW.HLUG.DE)

12.1.2.2 Hochwasserinduzierte Dynamik

Im Zuge des Hochwasserereignisses kam es zu teilweise gravierenden Umgestaltungen des Gewässerbettes. So wurde beispielsweise die Rauschfläche im Abschnitt Weide 1 teilweise ausgeräumt, so dass eine fließrichtungsparelle Furche entstand. Dabei wurden durch die kinetische Energie der Hochwasserwelle Blöcke von bis zu 50 cm Durchmesser verlagert. Die beobachteten Veränderungen sind jedoch nicht überall gleich stark gewesen. So wiesen im Hauptlaufabschnitt Weide 1 38,7% aller Messflächen eine veränderte Wassertiefe auf, im Abschnitt Weide 4 waren es 17,9%, im Abschnitt Weide 2 noch 12,5% und im Abschnitt Weide 3 schließlich nur 8,8%.

Verallgemeinert lässt sich festhalten, dass die Veränderungen der Wassertiefe im Hauptlauf stärker ausfielen als in den Seitenarmen (25,6% zu 13,3%) und in den strukturreichen Abschnitten stärker als in den strukturarmen (28,3% zu 10,7%). Die Lage eines Abschnitts im Gewässersystem ist demnach ebenso wie seine grundlegende Dynamik (die in der

Strukturgüte zum Ausdruck kommt) entscheidend dafür, wie stark ein Abschnitt durch ein Hochwasserereignis beeinflusst wird.

Dies bedeutet zweierlei:

1. In den Seitenarmen ist die hochwasserinduzierte Dynamik weniger stark ausgeprägt als im Hauptlauf. Dies verringert die eigendynamischen Entwicklungsmöglichkeiten oder verlangsamt sie zumindest. Es werden also gerade jene Bereiche, die durch eine angeregte Eigendynamik entwickelt werden sollen, durch ihre teilweise Abschirmung von der Hochwasserenergie in ihrer Entwicklung beeinträchtigt.
2. Da die Seitenarme weniger stark von dem Hochwasserereignis betroffen sind und somit eine größere Sohlstabilität aufweisen, eignen sie sich als Rückzugsräume für die aquatischen Tierarten. Die Verluste durch Verdriftung dürften in den Seitenarmen geringer ausfallen als im Hauptlauf, was eine Wiederbesiedlung nach dem Rückgang des Hochwassers erleichtert.

Hinsichtlich der Bilanz der Substratverlagerung verhalten sich die Abschnitte ebenfalls unterschiedlich. In den strukturreichen Abschnitten wurde eine leichte Vertiefung des Gewässerbettes und in den strukturarmen Abschnitten eine leichte Verflachung festgestellt. Die Veränderungen der mittleren Wassertiefe der Abschnitte ist jedoch insgesamt sehr gering. Die mittlere Wassertiefe des gesamten Untersuchungsgebietes blieb sogar nahezu gleich (47,9 cm zu 47,8 cm), obwohl 19,7% aller Messflächen 2007 eine andere Wassertiefe aufwiesen als im Jahr zuvor.

Dies bedeutet, dass die strukturreichen Bereiche im Hochwasserfall tendenziell Orte der Abtragung und die strukturarmen Bereiche Orte der Sedimentation sind und es in allen Bereichen bis zu einem gewissen Grad zu einer Nivellierung der Gewässersohle kommt.

Auf die Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeit soll nur kurz eingegangen werden, da die Erfassung dieser Daten nur Momentaufnahmen darstellen und selbst bei gleicher Wasserführung am Pegel nur sehr eingeschränkt miteinander verglichen werden können. Aussagen bezüglich einer hochwasserinduzierten dauerhaften Veränderung des Strömungsverhaltens lassen sich auf Basis dieser Daten nicht treffen.

Es konnte jedoch festgestellt werden, dass in den Hauptlaufabschnitten häufiger eine andere Strömungsgeschwindigkeit als im Vorjahr kartiert wurde als in den Seitenarmen (15,9% zu 4,2%). Dieses Ergebnis bestätigt die größere Dynamik der Hauptlaufabschnitte, die auch bei der Betrachtung der Wassertiefe festgestellt werden konnte. Im gesamten Untersuchungsgebiet wiesen nur 10,3% aller Messflächen eine veränderte Strömungsgeschwindigkeit auf. Damit ist die Strömung erwartungsgemäß der Parameter, der die geringsten Veränderungen erfahren hat.

Auch auf der Ebene der Habitattypen wurden erhebliche Veränderungen ermittelt und auch hier unterschied sich die Reaktion zwischen den einzelnen Abschnitten. Bei der Betrachtung der Häufigkeiten der Habitattypen zeigt sich, dass die Seitenarmabschnitte deutlichere Veränderungen ihrer Habitatstruktur erfahren haben als die Hauptlaufabschnitte. Vor allem die sandgeprägten Habitattypen wiesen in den Seitenarmen Rückgänge von bis zu 11,9% auf (Tab. 12-01), während der Anteil der kiesgeprägten Habitate ebenso stark anstieg. Es kam demnach durch die erhöhte kinetische Energie der Hochwasserwelle zu einer Mobilisierung der Sandfraktion der Gewässersohle und gleichzeitig wurde gröberes Substrat, welches durch die verringerte Strömungsgeschwindigkeit in den Seitenarmen nicht länger mitgeführt werden konnte, in den Renaturierungsbereichen sedimentiert. Dieses Grobmaterial stammt aus den Hauptlaufbereichen, wo es, wie bei der Betrachtung der Wassertiefe deutlich geworden ist, durch die energiereiche Hochwasser-

welle abgetragen wurde. Diese Destabilisierung der Gewässersohle in den Hauptlaufbereichen führte auch zu einem deutlichen Rückgang des Anteils der makrophytendominierten Habitattypen.

Diese Form der Auswertung zeigt jedoch nur einen Teil der tatsächlichen Dynamik der Habitattypenzusammensetzung. Unberücksichtigt bleiben bei der obigen Darstellung jene Zugewinne eines Typen, die durch gleichzeitige Verluste des gleichen Typs an anderer Stelle des gleichen Untersuchungsabschnitts ausgeglichen werden. Um diese „verdeckte Dynamik“ zu erfassen, wurde daher eine Auswertung auf Ebene der einzelnen Messflächen durchgeführt. Dabei wurde analysiert, welche Messflächen 2007 einen anderen Habitattypen aufwiesen als im Vorjahr. Die Ergebnisse dieses Auswertungsschrittes sind in Tabelle 12-02 dargestellt.

Tab. 12-01: Häufigkeiten der Habitattypen (in %) und ihre Veränderungen im Gebiet „Auf der Weide“ 2006 und 2007

Habitattypenverteilung im Gebiet "Auf der Weide" 2006 und 2007 (in %)		2006				2007				Differenz				Summe Veränderungen
		Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	
Kies- und Blockgeprägte Habitate ...														
1	mit wenig organischem Material	62,2	52,5	4,8	18,0	58,6	57,5	6,9	27,4	-3,6	5,0	2,0	8,3	11,7
2	mit viel organischem Material	1,8		9,8	3,6	4,5	4,2	16,7	15,5	2,7	4,2	6,9	11,9	25,6
3	mit Makrophyten	8,1	3,3			6,3	0,8		3,6	-1,8	-7,5		3,6	-5,7
Sandgeprägte Habitate ...														
4	kiesarm, mit wenig organischem Material	0,9		32,4	4,8			26,5	8,0	-0,9		5,0	1,2	-5,8
5	kiesarm, mit viel organischem Material	2,7		8,8	10,7	1,8		12,7	7,1	-0,9		2,9	-3,6	-0,6
6	kiesreich, mit wenig organischem Material	2,7		15,7	29,8	3,6		6,9	17,9	0,9		8,8	-11,9	-19,8
7	kiesreich, mit viel organischem Material	2,7		11,8	6,3	6,3		12,7	7,1	3,6		1,0	-1,2	3,4
8	mit Makrophyten		2,5		11,8		0,8		4,8		-1,7		-7,1	-8,8
9	schlammreich, mit wenig organischem Material			11,8				10,8	1,2			-1,0	1,2	0,2
10	schlammreich, mit viel organischem Material	0,9		2,0		0,9		3,8	2,4	0,0		2,0	2,4	4,3
Auenfahnengeprägte Habitate ...														
11	schlamm- und kiesarm, mit wenig organischem Material		0,8				0,8				0,0			0,0
12	schlamm- und kiesarm, mit viel organischem Material													
13	sand- und kiesreich, mit wenig organischem Material				2,4				1,2				-1,2	-1,2
14	sand- und kiesreich, mit viel organischem Material		1,7		2,4		1,7		1,2		0,0		-1,2	-1,2
15	schlammreich, mit wenig organischem Material													
16	schlammreich, mit viel organischem Material		4,2				4,2				0,0			0,0
Schlammgeprägte Habitate														
17	kiesreich, mit viel organischem Material	0,9				0,9				0,0				0,0
18	sandarm, mit wenig organischem Material													
19	sandarm, mit viel organischem Material													
20	sandreich, mit wenig organischem Material				1,2				1,2				0,0	0,0
21	sandreich, mit viel organischem Material				1,2								-1,2	-1,2
22	lehmreich, mit viel organischem Material			2,9				2,9			0,0			0,0
Anthropogene Habitate														
23	sedimentarme Blockschüttung mit wenig organischem Material	3,6	4,2		2,4	3,6	4,2		1,2	0,0	0,0		-1,2	-1,2
24	sedimentarme Blockschüttung mit viel organischem Material	9,9	14,2		2,4	9,9	14,2		2,4	0,0	0,0		0,0	0,0
25	sedimentreiche Blockschüttung mit wenig organischem Material		2,5				2,5				0,0			0,0
26	sedimentreiche Blockschüttung mit viel organischem Material	3,6	9,2			3,6	9,2			0,0	0,0			0,0
27	sedimentarme Blockschüttung mit Makrophyten													
28	sedimentreiche Blockschüttung mit Makrophyten													

Es hat sich gezeigt, dass die auf diese Weise beobachtbare Dynamik noch weitaus größer ist als die Betrachtung der Bilanz vermuten ließ. Vor allem die makrophytendominierten Habitattypen (RnP (Typ 3 in Tab. 12-02) und SRP (Typ 8 in Tab. 12-02)) wurden durch das Hochwasserereignis in starkem Ausmaß beeinflusst. So wiesen 90% aller in 2006 makrophytendominierten Messflächen in den Abschnitten Weide 2 (Typ RnP) und Weide 4 (Typ SRP) 2007 einen anderen Habitattyp auf. Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet blieben lediglich 14,4% des Typs SRP und 31,6% des Typs RnP durch das Hochwasser

unverändert. Auch wenn diese Verluste teilweise an anderer Stelle des gleichen Untersuchungsabschnitts wieder ausgeglichen wurden, so dass die Gesamtbilanz weniger drastisch erscheint, so zeigt sich doch, dass das Hochwasserereignis eine massive Störung der Gewässerbettstrukturen zur Folge hatte. Insgesamt wurde im Gebiet „Auf der Weide“ in einem Viertel aller Messflächen (25,7%) der Habitattyp durch das Hochwasser verändert, wobei dieser Wert in dem Seitenarmabschnitt Weide 4 mit 54,8% weit über dem Mittelwert liegt.

Die Habitattypen, die am stärksten von den hochwasserinduzierten Veränderungen profitiert haben, waren die kies- und blockgeprägten Habitate (Typen Rno und RnO), die gemäß der Fließgewässertypologie als Referenz für die Lahn gelten können. Durch das Hochwasserereignis wurde demnach durch den Abtrag und Abtransport feineren Materials teilweise eine naturgemäßere Sohlenstruktur wiederhergestellt.

Tab. 12-02: Veränderungen der Habitattypenzusammensetzung im Zeitraum 2006-2007 auf Ebene der Messflächen

Welche, der 2006 kartierten Messflächen wiesen 2007 einen anderen Habitattyp auf?	Weide 1			Weide 2			Weide 3			Weide 4			Weide gesamt		
	Anzahl abs. 2006	Messflächen mit Habitatveränderung	Veränderung in %	Anzahl abs. 2006	Messflächen mit Habitatveränderung	Veränderung in %	Anzahl abs. 2006	Messflächen mit Habitatveränderung	Veränderung in %	Anzahl abs. 2006	Messflächen mit Habitatveränderung	Veränderung in %	Summe Weide gesamt	Veränderungen gesamt	Veränderung in %
Kies- und Blockgeprägte Habitate ...															
1. mit wenig organischem Material	60	0	13,0	63	1	1,6	5	5	100,0	16	5	31,3	153	20	13,1
2. mit viel organischem Material	2	1	50,0				10	0	0,0	3	1	33,3	15	2	13,3
3. mit Makrophyten	9	4	44,4	10	9	90,0							19	13	68,4
Sandgeprägte Habitate ...															
4. kiesarm, mit wenig organischem Material	1	1	100,0				33	9	27,3	4	2	50,0	38	12	31,6
5. kiesarm, mit viel organischem Material	3	2	66,7				8	2	22,2	9	5	55,6	21	8	38,1
6. kiesreich, mit wenig organischem Material	3	2	66,7				16	9	56,3	25	15	60,0	44	26	59,1
7. kiesreich, mit viel organischem Material	3	1	33,3				12	3	25,0	7	4	57,1	22	8	36,4
8. mit Makrophyten				3	2	66,7				10	9	90,0	13	11	84,6
9. schlammreich, mit wenig organischem Material							12	1	8,3				12	1	8,3
10. schlammreich, mit viel organischem Material	1	0	0,0				2	0	0,0				3	0	0,0
Argillitongepägte Habitate ...															
11. schlamm- und kiesarm, mit wenig organischem Material				1	0	0,0							1	0	0,0
12. schlamm- und kiesarm, mit viel organischem Material															
13. sand- und kiesreich, mit wenig organischem Material										2	1	50,0	2	1	50,0
14. sand- und kiesreich, mit viel organischem Material				2	0	0,0				2	2	100,0	4	2	50,0
15. schlammreich, mit wenig organischem Material															
16. schlammreich, mit viel organischem Material				5	0	0,0							5	0	0,0
Schlammgeprägte Habitate															
17. kiesreich, mit viel organischem Material	1	0	0,0										1	0	0,0
18. sandarm, mit wenig organischem Material															
19. sandarm, mit viel organischem Material															
20. sandreich, mit wenig organischem Material										1	0	0,0	1	0	0,0
21. sandreich, mit viel organischem Material										1	1	100,0	1	1	100,0
22. lehmreich, mit viel organischem Material							3	0	0,0				3	0	0,0
Anthropogene Habitate															
23. sedimentarme Blockschüttung mit wenig organischem Material	4	0	0,0	5	0	0,0				2	1	50,0	11	1	9,1
24. sedimentarme Blockschüttung mit viel organischem Material	11	0	0,0	17	0	0,0				2	0	0,0	30	0	0,0
25. sedimentreiche Blockschüttung mit wenig organischem Material				3	0	0,0							3	0	0,0
26. sedimentreiche Blockschüttung mit viel organischem Material	4	0	0,0	11	0	0,0							15	0	0,0
27. sedimentarme Blockschüttung mit Makrophyten															
28. sedimentreiche Blockschüttung mit Makrophyten															

Ähnlich häufig wie die Habitattypen wurden auch die Substrate durch das Hochwasserereignis verändert. In 26,6% aller Messflächen änderte sich die Zusammensetzung der Sohlsubstrate. Weit aus häufiger veränderte sich die Zusammensetzung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen, die der Sohle aufliegen. 69,3% aller Messflächen wiesen nach dem Hochwasser eine Veränderung dieser Strukturen auf. Dies verdeutlicht nochmals die große Dynamik, die für Fließgewässer so charakteristisch ist. Im Verlauf eines Jahres

wurde der Großteil der Gewässersohle teilweise erheblich verändert. Lediglich 18,7% aller Messflächen wiesen gar keine Veränderungen auf, wobei dieser Wert im Abschnitt Weide 4 mit 4,8% am geringsten ausfiel, was mit der größten Dynamik gleichzusetzen ist, während im Abschnitt Weide 3 44,1% aller Messflächen vollständig unverändert blieben und dieser Abschnitt somit die geringste Dynamik aufwies.

Bei der Gruppierung der Ergebnisse nach der Lage der Untersuchungsabschnitte ergibt sich, dass es in den Seitenarmen häufiger zu Habitattyp- und Substratveränderungen kam als im Hauptlauf der Lahn (41,6% zu 14,0% für die Habitattypen, 37,0% zu 20,2% für die Sohlsubstrate). Allerdings wiesen die Hauptlaufabschnitte häufiger Veränderungen der Wassertiefe (25,6% zu 13,3%), der Strömungsgeschwindigkeit (15,9% zu 4,2%) und der organischen Auflagen (81,4% zu 55,4%) auf als die Seitenarmabschnitte. Insgesamt verzeichneten damit die Hauptlaufabschnitte eine größere Dynamik als die Seitenarmbereiche (12,5% aller Messflächen im Hauptlauf blieben unverändert, 24,4% aller Messflächen in den Seitenarmen blieben unverändert). Dass in den Seitenarmen dennoch eine höhere Habitatsdynamik zu registrieren war, liegt in der unterschiedlichen Habitatzusammensetzung der Seitenarme und der Hauptlaufabschnitte begründet, da die Feinsubstrate der Seitenarme leichter zu mobilisieren sind als die Grobsubstrate des Hauptlaufes und dieser zudem einen nicht unerheblichen Anteil anthropogener Befestigungen enthält.

Auch bezüglich der Unterscheidung in strukturreiche und strukturarme Abschnitte konnten deutliche Unterschiede in der Reaktion auf das Hochwasserereignis festgestellt werden. Die strukturreichen Abschnitte wiesen hinsichtlich aller betrachteter Parameter die größere Dynamik auf. So kam es in 74,8% aller Messflächen zu einer Veränderung der organischen Auflage (62,1% in den strukturarmen Abschnitten), in 43,6% zu Substratveränderungen (13,7% in den strukturarmen Abschnitten) und in 36,4% aller Messflächen zu einer Veränderung des Habitattyps (19,2% in den strukturarmen Abschnitten). Auch die Wassertiefe (28,3% zu 10,7%) und die Strömungsgeschwindigkeit (16,3% zu 3,8%) veränderte sich in den strukturreichen Abschnitten häufiger als in den strukturarmen Bereichen.

12.1.2.3 Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die vier Untersuchungsabschnitte sehr unterschiedlich auf das Hochwasserereignis reagiert haben, wobei sich der Hauptlauf, der dem Gros der kinetischen Energie der Hochwasserwelle ausgesetzt war, dynamischer verhielt als die vergleichsweise geschützten Seitenarme und sich die strukturreichen Bereiche stärker veränderten als die strukturarmen.

Dennoch eignen sich die Seitenarmabschnitte im Hochwasserfall nur bedingt als Refugialräume für die benthische Fauna, da sie aufgrund der höheren Mobilität der Feinsubstrate, die dort die Gewässersohle dominieren, stärkere Veränderungen der Habitatstrukturen aufweisen.

Das Kyrill-Hochwasser führte insgesamt zu weitreichenden Veränderungen der Gewässerbettstrukturen, muss allerdings in Bezug auf die eigendynamische Gewässerentwicklung auch kritisch gesehen werden. Trotz der großen Energie des HQ50 blieben in einzelnen Untersuchungsabschnitten bis zu 44,1% aller Messflächen vollständig unverändert. Vor dem Hintergrund des eng gesteckten Zeitrahmens der EU-WRRL, der für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes weniger als zehn Jahre vorsieht, ist fraglich, ob die Entwicklungsziele fristgerecht erreicht werden können, wenn innerhalb des verfügbaren Zeitraums keine Hochwasserereignisse ausreichender Energie auftreten. Aus den Ergebnissen der Kartierung im Jahr 2007 lässt sich ableiten, dass der Renaturierungserfolg eigendynamischer Maßnahmen umso größer ist, je höher die Grunddynamik des zu rena-

turierenden Gewässerabschnitts ist. In Bereichen, die beispielsweise nach der Renaturierung nicht permanent durchströmt werden oder in denen die Strömungsgeschwindigkeit aufgrund anthropogener Maßnahmen sehr gering ist, vollzieht sich die eigendynamische Renaturierung nur langsam, was bei der Planung solcher Maßnahmen berücksichtigt werden muss.

Laut EFFENBERGER (2009: 12) ist bislang nicht hinreichend bekannt, „ob die Mikrohabitatsparameter [...] durch kleinräumige Störungen beeinflusst werden“. Die hier vorgestellten Untersuchungen haben gezeigt, dass es im Hochwasserfall zu Umgestaltungen der Gewässersohle in räumlich sehr verschiedener Intensität kommt. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung leisten somit einen wichtigen Beitrag zur Grundlagenforschung im Gebiet der Fließgewässerökologie.

12.1.3 Kartierung 2008

Nach dem Hochwasserreichen Winter 2006/2007 und der erhöhten Wasserführung während langer Zeiträume des Jahres 2007 verlief der Winter 2007/2008 vergleichsweise ereignisarm und das Jahr 2008 war durch ausgeprägte Niedrigwasserperioden gekennzeichnet. Dies ermöglichte die intensive Untersuchung aller drei Untersuchungsgebiete unter Bedingungen, die jenen des Jahres 2006 vergleichbar waren.

Das Gebiet „Auf der Weide“ wurde als einziges der drei Untersuchungsgebiete in allen drei Jahren kartiert und bietet daher die umfangreichsten Auswertungsmöglichkeiten. Wie bereits bei der Darstellung der Ergebnisse des Jahres 2006 sollen dem Kartierbogen folgend zunächst die Sohlsubstrate, anschließend die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und die Wasserführung und abschließend die Habitattypen erörtert werden.

12.1.3.1 Sohlsubstrate

Im Hauptlauf der Lahn wurden kaum Veränderungen der Sohlsubstrate registriert. Im Abschnitt Weide 1 dominiert wie schon im Jahr 2007 der Grobkies mit einem mittleren Deckungsgrad von 41% während im Abschnitt Weide 2 der Grob- und der Mittelkies mit 21,7% und 22,2% mittlerem Deckungsgrad die stärksten Fraktionen sind. Die einzigen Veränderungen, die zwischen den Ergebnissen von 2007 und 2008 in den beiden Hauptlaufabschnitten erkennbar waren, sind geringfügige Abnahmen der Deckungsgrade des Grob- und Mittelkies im Abschnitt Weide 2 (-0,4% und -0,2%) (Abb. 12-33). In den Seitenarmabschnitten Weide 3 und Weide 4 hingegen wurden deutlich größere Verschiebungen des Sohlsubstratspektrums registriert, wobei sich die Trends, die bereits im Vergleich der Jahre 2006 und 2007 aufgefallen waren, fortsetzten. Den stärksten Rückgang erfuhr in beiden Abschnitten die Sandfraktion, die 2008 vor allem im Abschnitt Weide 3 deutlich schwächer vertreten war als in den Vorjahren. Profitiert haben hingegen die gröberen Sohlsubstrate, vor allem der Fein- und Mittelkies. Im Abschnitt Weide 4 ist darüber hinaus auffällig, dass auch der organische Schlamm 2008 häufiger vorgefunden wurde.

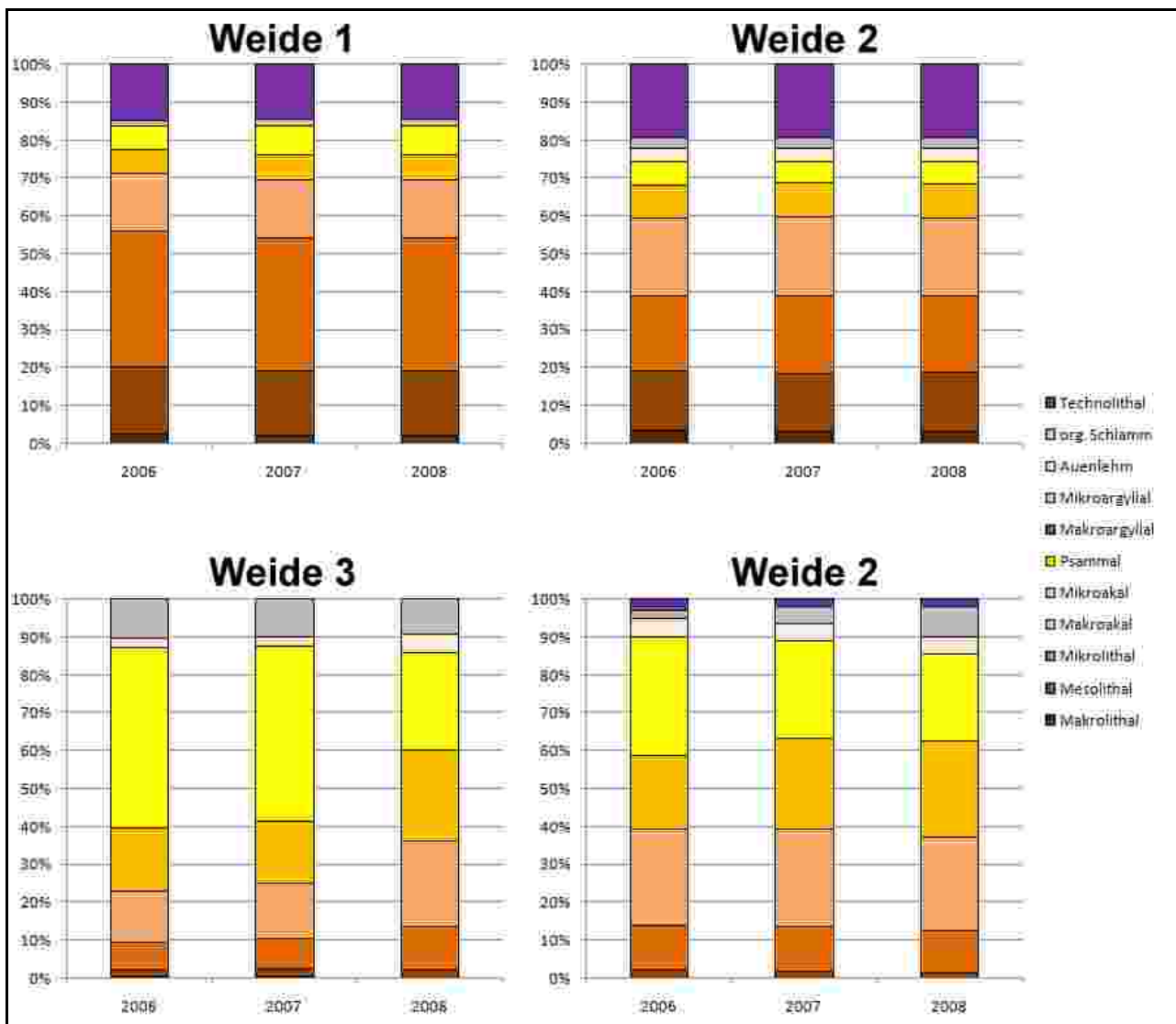


Abb. 12-33: Verteilung der Sohlsubstrate im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008 (dargestellt sind die mittleren Deckungsgrade normiert auf 100%)

12.1.3.2 Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Während die Zusammensetzung der Sohlsubstrate im Gebiet „Auf der Weide“ größtenteils nur geringe Veränderungen aufwies, verhielten sich die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen deutlich dynamischer. Vor allem die strukturreichen Abschnitte Weide 4 und Weide 1 verzeichneten eine starke Zunahme der Bedeckung der Gewässersohle mit organischem Material. In den strukturarmen Abschnitten fielen die Veränderungen hingegen schwächer aus (Abb. 12-34).

Im Hauptlauf der Lahn sind es vor allem die submersen Makrophyten, deren Bestände sich nach der drastischen Reduzierung durch das Kyrill-Hochwasser bis zum Frühjahr 2008 wieder erholen konnten, während in den Seitenarmabschnitten ein verstärktes Algenwachstum für die erhöhten Deckungsgrade verantwortlich ist. Im Abschnitt Weide 4 waren darüber hinaus auch die Anteile der submersen Makrophyten und des Totholzes im Vergleich zum Vorjahr deutlich höher.

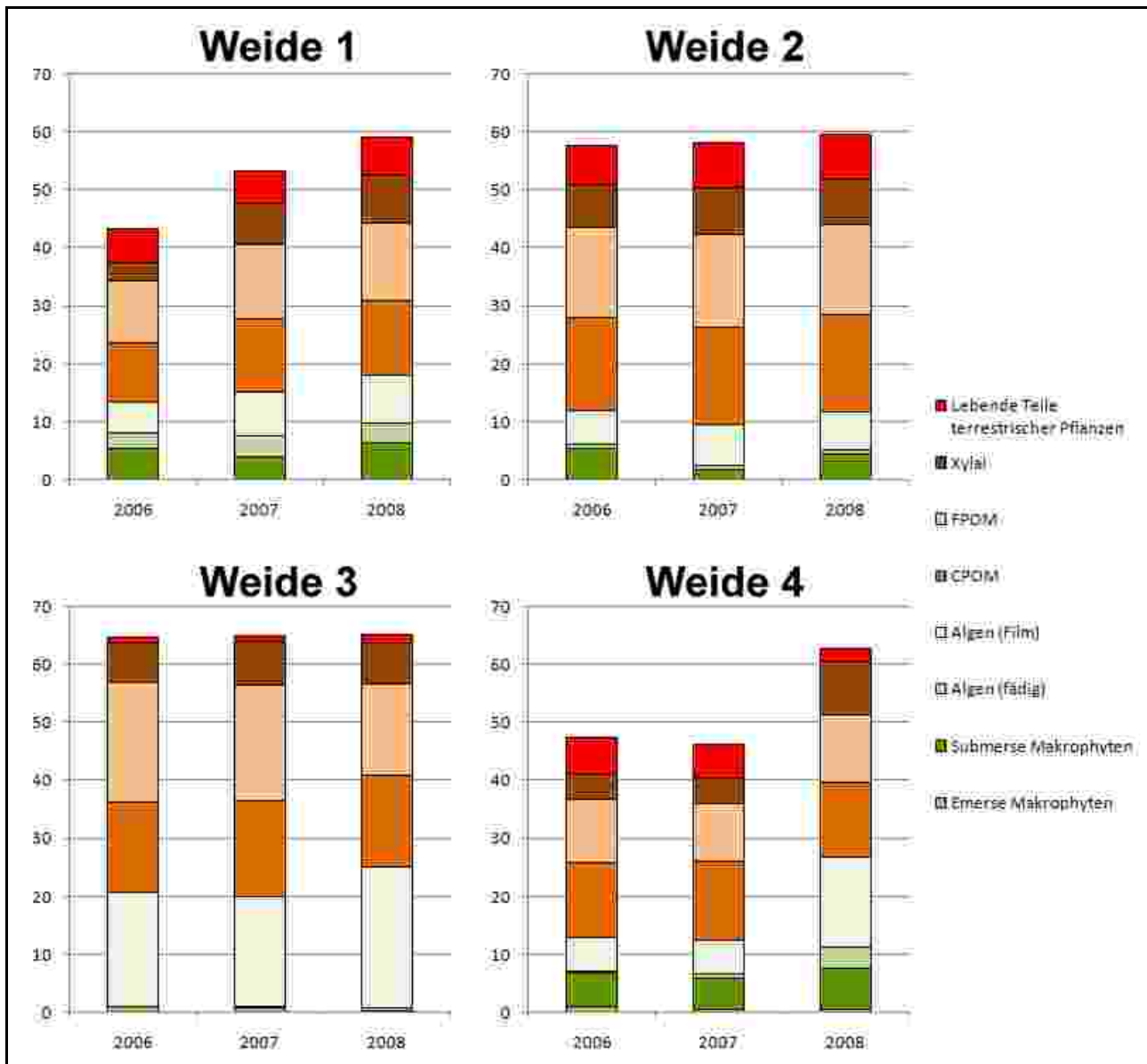


Abb. 12-34: Verteilung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008 (dargestellt sind die mittleren Deckungsgrade in %)

12.1.3.3 Wasserführung

Im Hauptlauf der Lahn blieben sowohl die mittlere Wassertiefe als auch die mittlere Strömungsgeschwindigkeit unverändert, während es in den Seitenarmabschnitten zu einer leichten Verflachung des Gewässerbettes (Weide 3: von 32 cm auf 30 cm; Weide 4: von 41 cm auf 38 cm) bei gleichbleibenden Strömungsverhältnissen kam. In beiden Seitenarmabschnitten nahm der Anteil der Messflächen, die bei vergleichbaren Niedrigwasserständen nicht mehr überströmt werden, im Jahr 2008 zu und auch der Anteil der Bereiche mit einer Tiefe von 40 cm verzeichnete 2008 deutliche Zuwächse (Abb. 12-35).

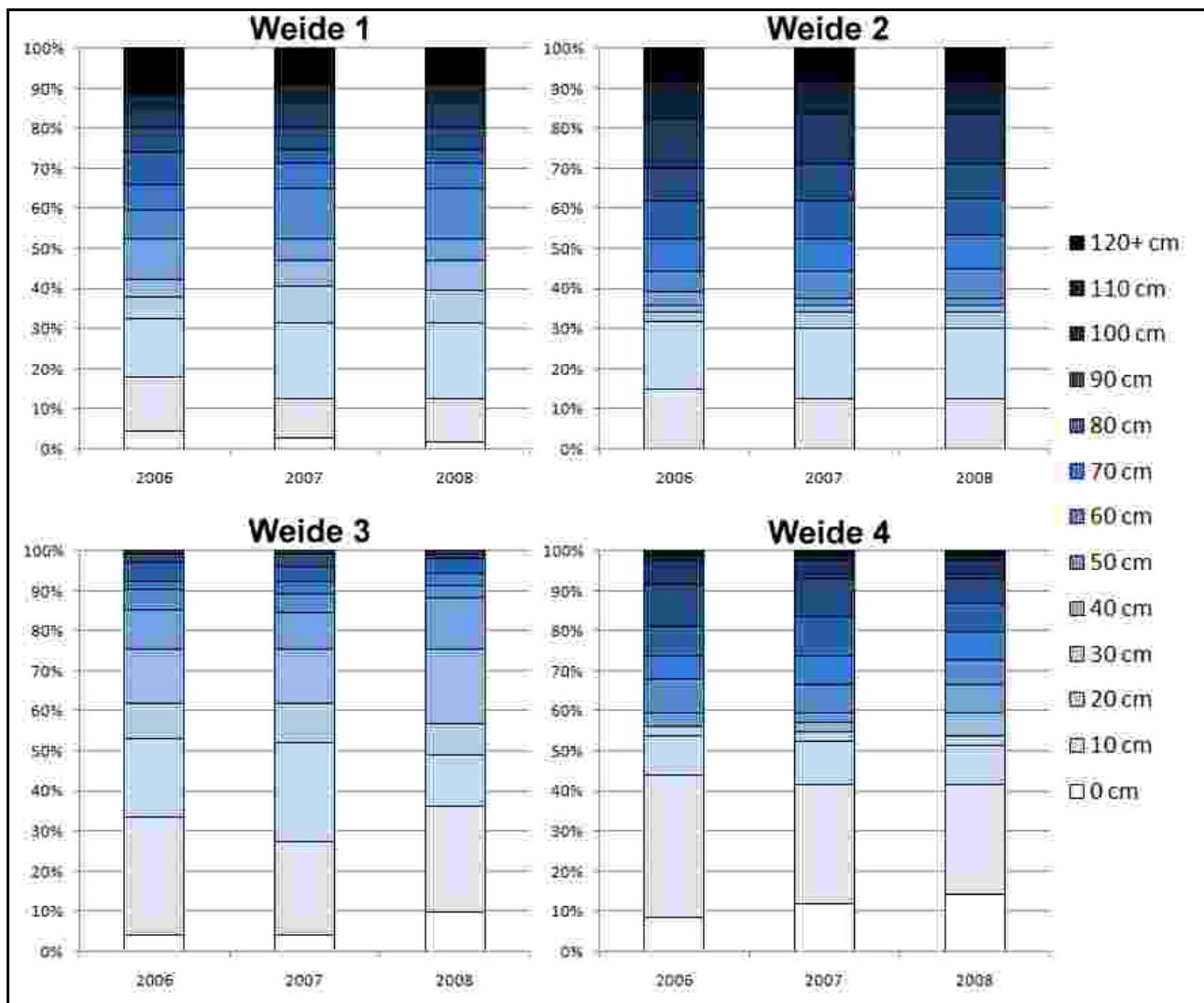


Abb. 12-35: Verteilung der Wassertiefe im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008

12.1.3.4 Habitattypen

Aus dem Zusammenspiel der Sohlsubstrate und des Anteils organischen Materials ergeben sich die Habitattypen. Beide Parameter zeigten in den Seitenarmabschnitten die größte Dynamik und so sind die Veränderungen der Habitattypenzusammensetzung auch in den Seitenarmabschnitten Weide 3 und Weide 4 erwartungsgemäß am größten (Abb. 12-36).

Während in den Jahren 2006 und 2007 jeweils 9 Habitattypen im Abschnitt Weide 3 ausgewiesen wurden, konnten im Jahr 2008 13 Typen kartiert werden. Im Abschnitt Weide 4 stieg die Habitattypenzahl von 13 und 15 in den Jahren 2006 und 2007 auf 19 Typen im Jahr 2008. Auch die qualitative Zusammensetzung der Habitate hat sich in diesem Abschnitt von 2006 bis 2008 deutlich verändert. Waren diese beiden Abschnitte zu Beginn des Forschungsvorhabens noch deutlich von sandgeprägten Habitattypen dominiert, so stellten 2008 die kiesgeprägten Habitate die stärkste Fraktion. Daneben sind jedoch auch die schlammgeprägten Habitate häufiger ausgewiesen worden als in den Vorjahren.

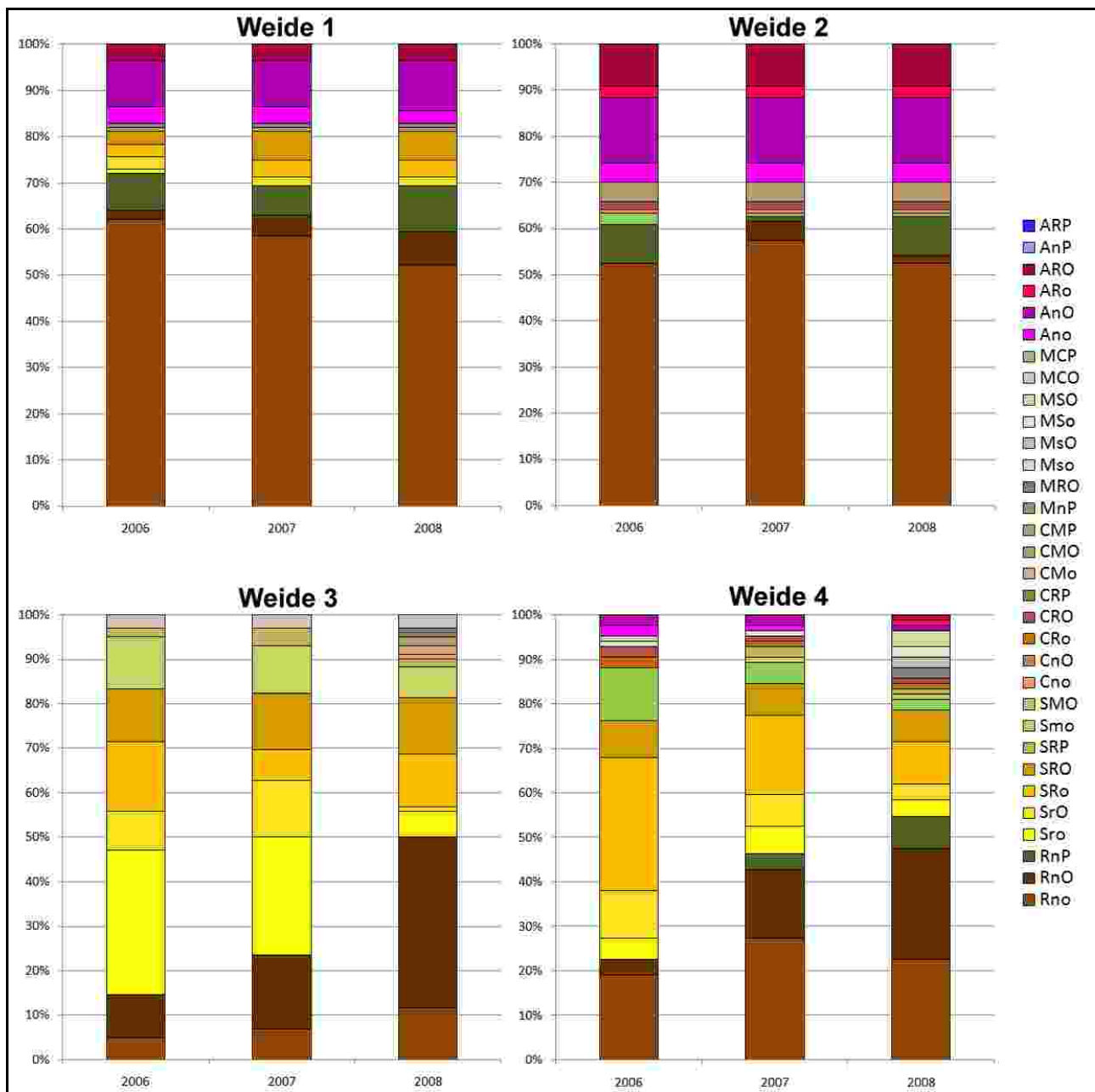


Abb. 12-36: Verteilung der Habitattypen im Gebiet „Auf der Weide“ in den Jahren 2006, 2007 und 2008

Diese Veränderungen hin zu Habitattypen, die eher strömungsreichere und strömungsärmere Verhältnisse anzeigen, wurde durch die eigendynamische Umgestaltung der Gerinneform initiiert. So konnten deutliche Verlandungstendenzen in Teilen des Abschnitts Weide 4 festgestellt werden und während es in diesen Bereichen zu einer Akkumulation organischen Schlammes kam, ging damit gleichzeitig eine Lenkung und Kanalisierung der Strömung einher, die in Teilbereichen des Abschnitts zum Abtrag feineren Substrats und somit zu höheren Kiesanteilen führt. Im Abschnitt Weide 3 hingegen wurden durch das Kyrill-Hochwasser die Anbindungen an den Hauptlauf der Lahn, die zuvor stark verlandet gewesen waren, teilweise reaktiviert und dadurch das Strömungsverhalten in diesem Abschnitt verändert.

Die bereits angesprochene Erholung der Makrophytenbestände spiegelt sich ebenfalls deutlich in der Habitattypenzusammensetzung wider. In den Abschnitten Weide 1, Weide 2

und Weide 4 stieg der Anteil des Typs RnP („kiesgeprägte Habitats mit Makrophyten“) im Vergleich zum Vorjahr deutlich an und erreichte sogar ein Niveau, welches über jenem des Jahres 2006 lag. Die vergleichsweise stabilen Verhältnisse der Gewässersohle während der hochwasserfreien Periode 2007-2008 begünstigen demnach die Ausbreitung der submersen Makrophyten. Die periodisch auftretenden Hochwasserereignisse dienen als Regulator für die Bestände höherer Pflanzen in der Lahn und sorgen einerseits für eine hohe zeitliche Dynamik dieser für die Strukturvielfalt wertvollen Elemente und andererseits für einen langfristig konstanten Anteil der Makrophyten von unter 10%.

12.1.3.5 Zusammenfassung

Im Jahr 2008 wurde im Hauptlauf der Lahn eine deutlich geringere Dynamik der Gewässerbettmorphologie als im Vorjahr beobachtet. Dies verdeutlicht die große Bedeutung starker Hochwasserereignisse für die eigendynamische Gewässerentwicklung. In den renaturierten Seitenarmen konnten hingegen deutliche Umgestaltungen der Sohlsubstrate, der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und auch der Habitattypenzusammensetzung registriert werden, die stärker ausfielen als es die Abflussverhältnisse vermuten ließen. Verantwortlich hierfür waren kleinräumige Umgestaltungen des Gewässerprofils, welche über eine Modifikation der Strömungsverteilung größere Bereiche der Gewässersohle beeinflussten. Dies zeigt, dass selbst kleine, punktuelle Veränderungen in ihrer Wirkung auf benachbarte und viel größere Bereiche ausstrahlen können.

Die Makrophytenbestände, die im Zuge des Kyrrill-Hochwassers größtenteils ausgeräumt worden waren, konnten sich innerhalb eines Jahres vollständig erholen, was als Indiz für die große Flexibilität und Dynamik des Gewässerökosystems in diesem Bereich der Lahn gewertet werden kann.

12.1.4 Zusammenfassung

Die vier Abschnitte des Untersuchungsgebietes „Auf der Weide“ wurden in den Jahren 2006, 2007 und 2008 detailliert kartiert.

Die Ergebnisse der 2006er Kartierung zeigten den großen Strukturreichtum der Lahn in diesem Gebiet, der größtenteils dem Fließgewässertyp 9.2 entspricht, was durch die Lage direkt unterhalb eines Wehres und den damit einhergehenden vergleichsweise frei fließenden Charakter des Gewässers begründet werden kann. Weiterhin wurden deutliche Unterschiede zwischen dem Hauptlauf der Lahn und den renaturierten Seitenarmen aufgezeigt. Diese beinhalten sowohl die Zusammensetzung der Habitattypen (Dominanz der kiesgeprägten Typen im Hauptlauf, Dominanz der sandgeprägten Typen in den Seitenarmen) als auch deren räumliche Verteilung der Habitats (Homogenität der Gewässersohle im Hauptlauf, kleinteilige Mosaikstruktur in den Seitenarmen). Aufgrund dieser Unterschiede stellen die renaturierten Seitenarme eine große Bereicherung der strukturellen Vielfalt der Lahn dar.

Die Ergebnisse des Jahres 2007 dokumentierten die Auswirkungen eines HQ50 auf das Untersuchungsgebiet. Es wurden große Veränderungen vor allem der Sohlsubstrate und zusätzlichen Gewässerbettstrukturen registriert, die Untersuchungsabschnitte wiesen jedoch sehr unterschiedliche Grade der Dynamik auf. Vor allem der Hauptlauf der Lahn reagierte auf den Durchgang der Hochwasserwelle hochdynamisch, während die Seitenarme durch ihre geschützte Lage weniger starke Veränderungen erfuhren. Allerdings sorgte hier die höhere Mobilität der Feinsubstrate zu einer stärkeren Dynamik der Habitat-

typen. Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass strukturreiche Abschnitte dynamischer auf das Hochwasser reagierten als strukturarme, die Grunddynamik eines Gewässerabschnitts also entscheidenden Einfluss auf die eigendynamische Gewässerentwicklung im Hochwasserfall hat. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass sich vor allem stark strömungsberuhigte Seitenarmabschnitte nur langsam eigendynamisch entwickeln lassen, was bei der Maßnahmenplanung berücksichtigt werden muss.

Die Kartierung des Jahres 2008 zeigte die Veränderungen der Gewässerbettmorphologie nach einem Jahr ohne größere Hochwasseraktivität. Die Dynamik der Untersuchungsabschnitte war deutlich geringer und wurde, wo sie verstärkt auftrat, durch lokale Veränderungen des Gewässerprofils ausgelöst.

Für das Gesamtgebiet trat jedoch die große Bedeutung des Abflusses – vor allem starke Hochwasserereignisse und das Fehlen derselben – für die Dynamik der Gewässersohle deutlich hervor. Durch die hochwasserbedingten Störungen kommt es zunächst zu plötzlichen und drastischen Umgestaltungen der Gewässersohle. Während der störungsfreien Zeit nach einem Hochwasserereignis treten hingegen Veränderungen auf, die den Auswirkungen des Störereignisses entgegen gerichtet sind. Dieser Prozess bleibt solange aktiv, bis die nächste Störung eintritt oder der Gleichgewichtszustand des Systems wieder erreicht ist. Durch das periodische Auftreten hochwasserinduzierter Störungen und das eigendynamische Anstreben eines Gleichgewichtszustandes (vgl. Chorley & Kennedy (1971, zitiert in KERN 1994: 72) kann die Gewässerbettmorphologie als schwingendes System beschrieben werden, welches durch die Störungen angetrieben wird. Der angestrebte Gleichgewichtszustand muss dabei nicht jener sein, der vor dem Störereignis herrschte („dynamisches metastabiles Gleichgewicht“, KERN 1994: 72). Dies konnte 2008 gut am Beispiel der Abschnitte Weide 3 und Weide 4 aufgezeigt werden, die auch ohne eine erneute Störung eine hohe Entwicklungsdynamik aufwiesen, die zudem nicht in die Richtung des vor der Störung herrschenden Zustands gerichtet war, sondern die durch die Störung initiierten Veränderungen weiterverfolgte. Hier wurde entweder durch das Störereignis selbst oder durch nachfolgende, lokale Ereignisse, das System so stark ausgelenkt, dass es sich nun auf einen neuen Gleichgewichtszustand einstellt, der mit einer deutlich veränderten Substrat- und Habitatstruktur einhergeht. Die renaturierten Seitenarme sind für diese Art der Dynamik, also die Veränderung des Gleichgewichtszustandes, deutlich anfälliger als der Hauptlauf der Lahn. Verantwortlich dafür sind die folgenden Faktoren:

- Die geringere Gewässerbreite und das flachere Gewässerbett führen dazu, dass selbst kleinräumige Veränderungen der Gewässerbettmorphologie (z.B. ein Uferabbruch, oder die Verlandung einer Verzweigung) größere Auswirkungen auf den gesamten Abschnitt haben können (durch Umlenkung, Kanalisierung oder Blockierung der Strömung).
- Die steilen und unbefestigten Ufer der Seitenarme begünstigen auch ohne ein regionales Störereignis die Seitenerosion und damit die Auslösung besagter kleinräumiger Veränderungen.
- Der höhere Anteil an Feinsubstraten in den Seitenarmen bedeutet, dass die Gewässersohle schon bei geringeren Strömungsgeschwindigkeiten mobilisiert werden kann, was dynamische Prozesse erleichtert.

In der Summe können die Renaturierungsbereiche auch unabhängig von bedeutenden Störereignissen eine höhere Dynamik aufweisen und somit zur Struktur- und Prozessvielfalt des Gewässerökosystems beitragen. BECKMANN (2002: 73) fasst den Stand der Forschung dahingehend zusammen, dass Störungen des Abflusses einen großen Einfluss auf die Wirbellosenfauna haben, eine besonders hohe Diversität jedoch erst aus der Kombina-

tion von Störphasen und Ruhephasen in Verbindung mit einer großen Habitatpatchiness (Intermediate Disturbance Hypothesis) erwächst. Ähnliche Ergebnisse haben KILBANE & HOLOMUZKI (2004) für die Verbreitung von Köcherfliegenlarven zeigen können. Unter diesem Gesichtspunkt weisen die renaturierten Seitenarme der Lahn ideale Voraussetzungen für die Ausbildung einer hohen Artenvielfalt auf.

12.2 Ergebnisse und Diskussion „Gisselberger Straße“

In dem noch nicht renaturierten Gebiet „Gisselberger Straße“ wurden basierend auf den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung zwei Untersuchungsabschnitte ausgewiesen. Beide Abschnitte wurden sowohl 2006 als auch 2008 mit dem TRiSHa-Verfahren kartiert.

12.2.1 Kartierung 2006

Die Kartierung der beiden Abschnitte wurde im Frühjahr des Jahres 2006 während einer Niedrigwasserperiode durchgeführt. Insgesamt wurden dabei 280 Messflächen von je 1 m² erfasst. Wie schon bei der Präsentation der Ergebnisse des Gebietes „Auf der Weide“ werden zunächst die Daten der Kartierung der Sohlsubstrate, der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen sowie der Wasserführung vorgestellt und anschließend die daraus abgeleiteten Habitattypen analysiert.

12.2.1.1 Gissel 1

In dem Abschnitt Gissel 1, der basierend auf den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung als strukturreich eingestuft wurde, konnten 140 Messflächen erfasst werden.

Sohlsubstrate

Wie schon in den beiden Hauptlaufabschnitten des Gebietes „Auf der Weide“ dominieren auch im Abschnitt Gissel 1 die Grobsubstrate, allerdings ist nicht das Mikrolithal das häufigste Sohlsubstrat, sondern das feinere Makroakal, welches in 85,7% aller Messflächen nachgewiesen wurde. Bezüglich des mittleren Deckungsgrades ist jedoch das Mikrolithal mit 23,0% das am stärksten vertretene Substrat (Abb. 12-37).

Der Anteil der Feinsubstrate Mikroakal und Psammal ist ähnlich hoch wie im Abschnitt Weide 2, wobei jedoch der Feinkies mit 60,7% etwas häufiger vorkommt während der Sand einen höheren mittleren Deckungsgrad (10,9%) aufweist als im Abschnitt Weide 2.

Die für einen Hauptlaufabschnitt hohen Anteile an Feinsubstraten lassen auf eine im Vergleich zum strömungsreichsten Abschnitt Weide 1 reduzierte Strömungsgeschwindigkeit schließen, die zur Ausbildung feinsedimentreicher Bereiche führt. Ebenfalls sehr hoch ist der Anteil des Technolithals, welches nicht nur in unmittelbarer Ufernähe sondern teilweise auch in zentraleren Bereichen des Gewässerbettes nachgewiesen wurde, was erklärt, warum dieses Substrat in 56,4% aller Messflächen vorgefunden wurde. Der mittlere Deckungsgrad liegt mit 21,2% ähnlich hoch wie im Abschnitt Weide 2 und kann somit als typisch für den Mittellauf der Lahn angesehen werden.

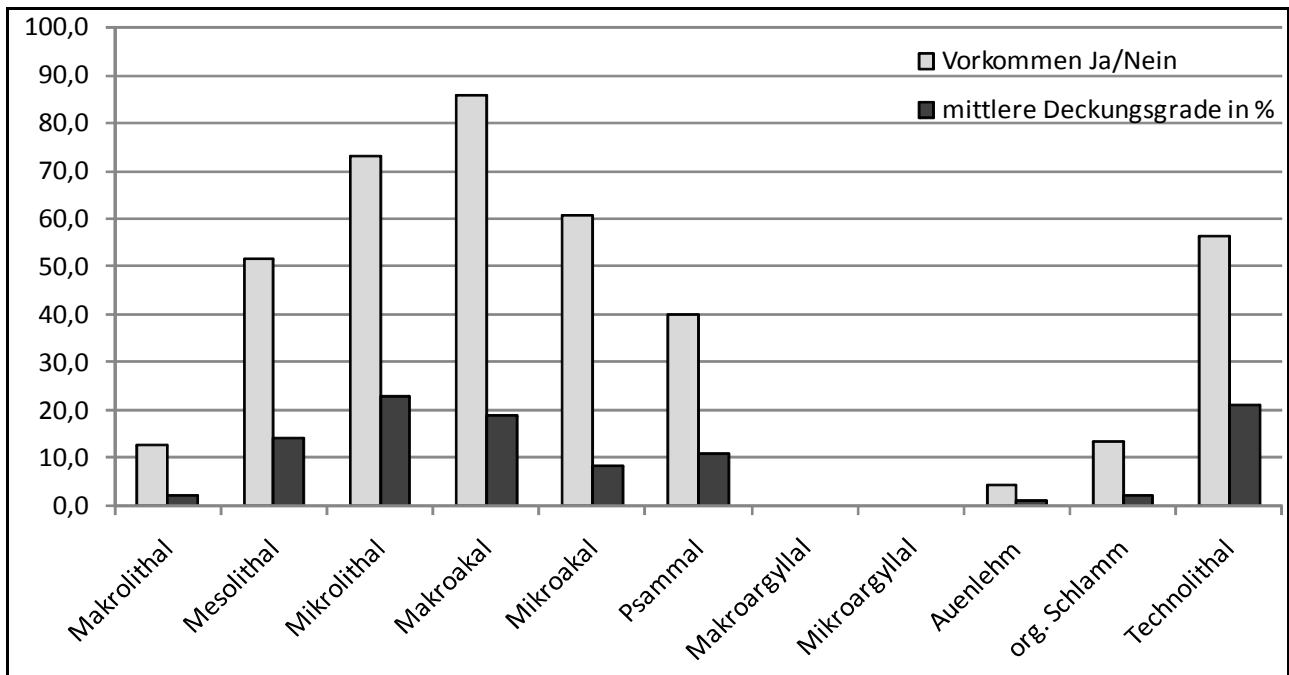


Abb. 12-37: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Gissel 1 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen dominieren deutlich die Algenfilme (Nachweis in 92,1% aller Messflächen) und nicht, wie im Gebiet „Auf der Weide“ das partikuläre organische Material. Die mittleren Deckungsgrade sind mit jenen des Abschnitts Weide 1 vergleichbar und liegen bei maximal 12,6% (Abb. 12-38).

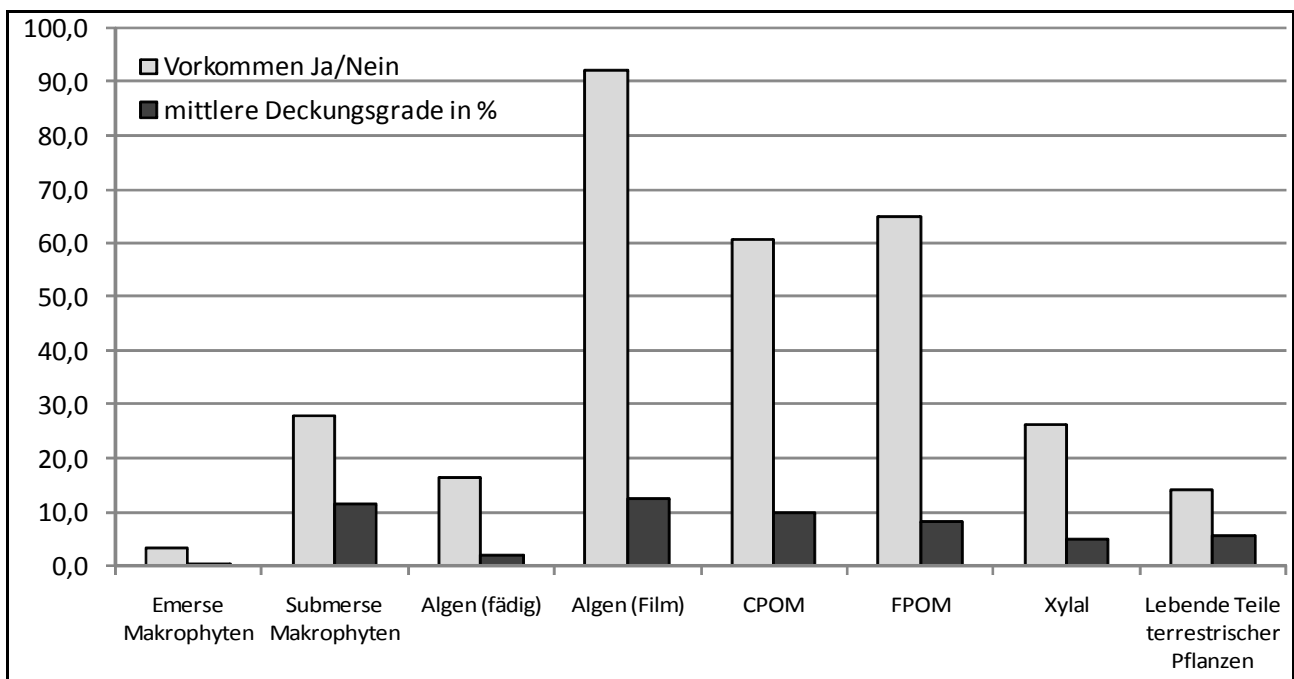


Abb. 12-38: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Gissel 1 (in %)

Der Anteil der submersen Makrophyten hingegen ist deutlich größer als im Gebiet „Auf der Weide“. In 27,9% aller Messflächen wurden flutende Wasserpflanzen (größtenteils *Ranun-*

culus fluitans) nachgewiesen und der mittlere Deckungsgrad beträgt 11,7%. Die Zusammensetzung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen lässt demnach auf eine größere Strömungsgeschwindigkeit schließen, die die Ausbildung großflächiger Hahnenfußbestände ermöglicht.

Wasserführung

Die Sohlsubstrate im Abschnitt Gissel 1 wiesen auf eine reduzierte Strömung hin, während die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen Indizien für eine erhöhte Strömungsgeschwindigkeit lieferten. Der Mittelwert der Strömungsgeschwindigkeit lag mit 0,5 m/s zwischen den Werten der Abschnitte Weide 1 und Weide 2 (0,88 und 0,35). Wie Abb. 12-39 zeigt, dominieren dabei die Bereiche geringer Strömung, allerdings wurden mit abnehmender Häufigkeit auch Flächen mit stärkerer Strömung kartiert.

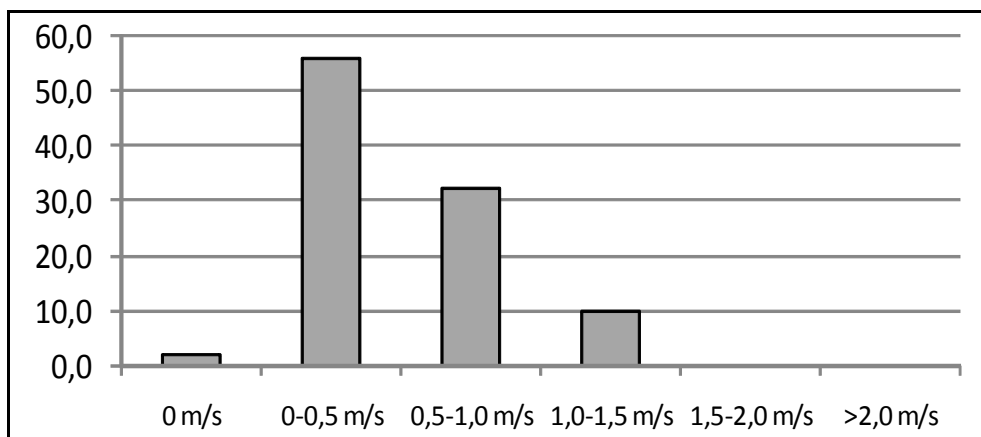


Abb. 12-39: Relative Häufigkeit (in %) der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Gissel 1

Die mittlere Wassertiefe beträgt 47 cm. Damit ist der Abschnitt Gissel 1 deutlich flacher als die Hauptlaufabschnitte im Gebiet „Auf der Weide“. Ähnlich wie im Abschnitt Weide 1 ist die kartierte Wassertiefe sehr gleichmäßig über die Wassertiefenkategorien verteilt, allerdings fehlen im Gegensatz zum Gebiet „Auf der Weide“ die Bereiche mit Wassertiefen größer als 100 cm (Abb. 12-40). Dadurch ergibt sich eine annähernde Drittelung der Wassertiefe in flache (0-20 cm – 37,1%), mittlere (30-60 cm – 30,0%) und tiefe Abschnitte (70 und mehr cm – 32,9%).

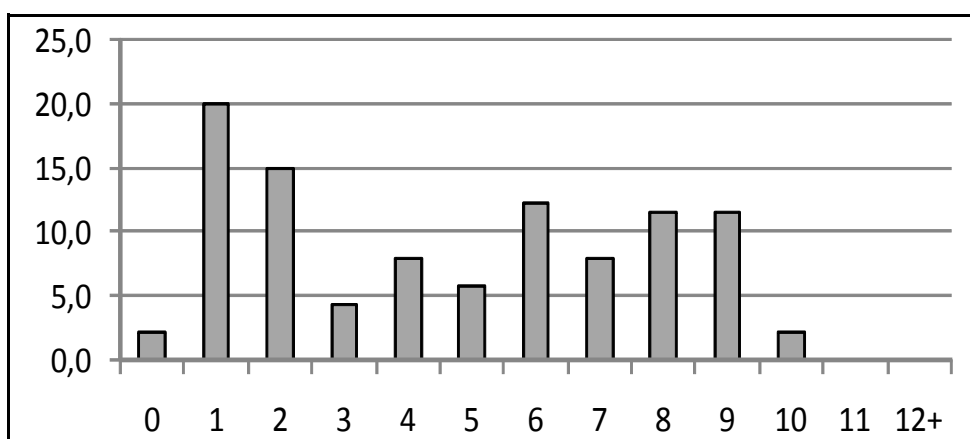


Abb. 12-40: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Gissel 1

Die Bereiche der geringsten Strömungsgeschwindigkeit befinden sich im Strömungsschat-

ten der Brückenpfeiler am Beginn des Abschnitts (Abb. 12-41). An diesen Stellen wurden auch nicht überströmte Sandbänke kartiert.

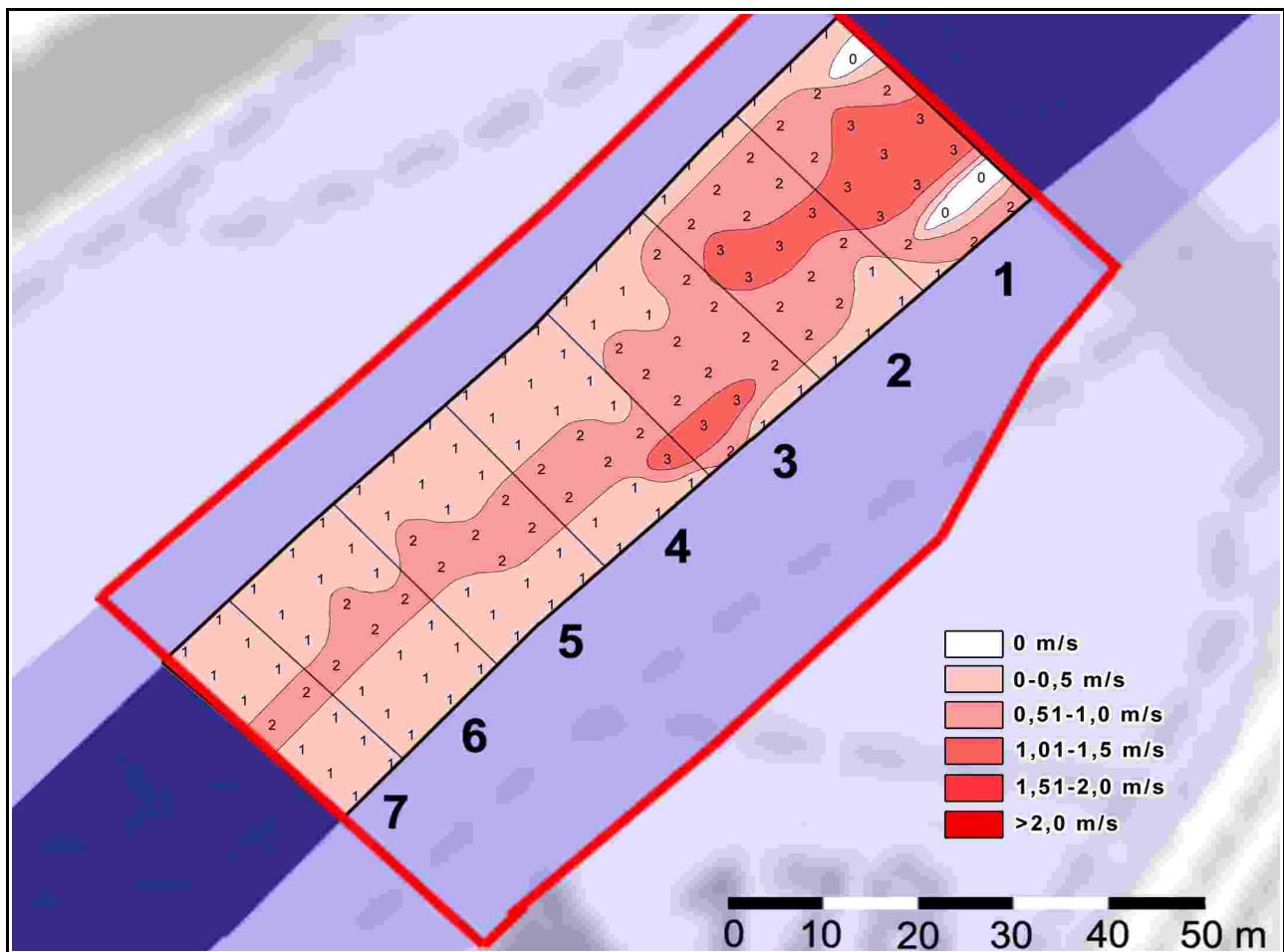


Abb. 12-41: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Gissel 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (HRSG.) 2002²)

Die Bereiche der größten Strömungsgeschwindigkeit (bis zu 1,5 m/s) wurden im zentralen Bereich des Gewässerbettes direkt unterhalb der Brücke erfasst. Die beiden randlichen Durchlässe, die durch das Brückenbauwerk entstehen wurden weniger stark durchströmt, wobei die Strömung am rechten Ufer deutlich schwächer war als am linken. Die Unterschiede zwischen stark und schwach strömenden Bereichen schwächen sich mit zunehmender Entfernung zur Brücke ab, so dass im unteren Bereich des Abschnitts überwiegend geringe Strömungsgeschwindigkeiten ermittelt wurden.

Die Bereiche der größten Strömung sind zugleich auch die Bereiche der größten Wassertiefe, wobei der obere Bereich des Abschnitts insgesamt deutlich flacher ist als der untere Bereich (Abb. 12-42).

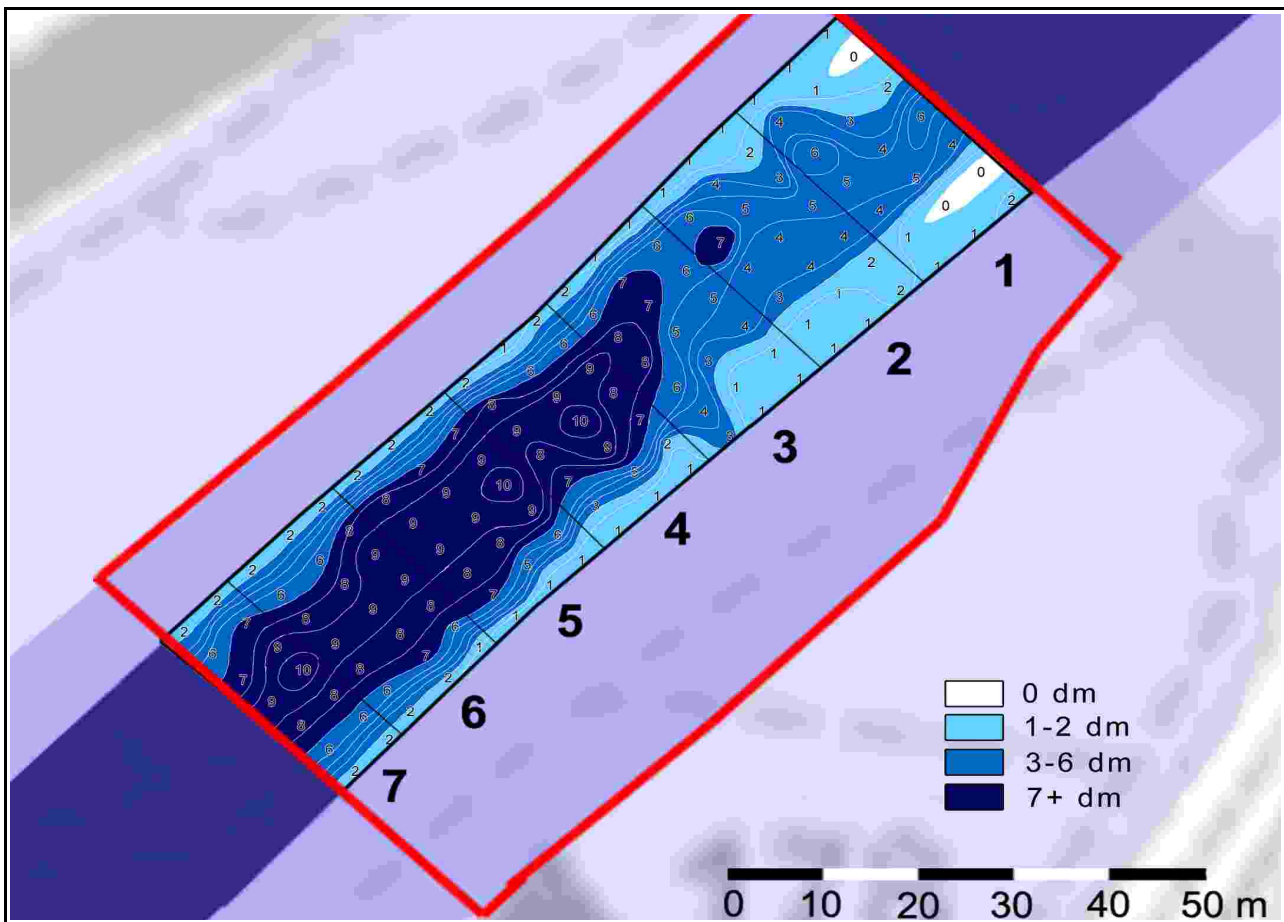


Abb. 12-42: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Gissel 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (HRSG.) 2002²)

Habitattypen

Die Anzeichen unter den Substraten und organischen Auflagen, die auf eine hohe und auf eine niedrige Strömungsgeschwindigkeit hindeuten sowie das Vorhandensein vieler verschiedener Wassertiefen begünstigten die Ausbildung einer diversen Habitatausstattung. Und mit 16 in dem Abschnitt Gissel 1 nachgewiesenen Habitattypen ist das Lebensraumangebot für die aquatische Fauna in der Tat sehr vielseitig.

Die kiesgeprägten Habitate sind mit 56,4% am stärksten vertreten, gefolgt von den anthropogenen Habitaten (30,7%) und den sandgeprägten Habitaten (10,0%) (Abb. 12-43). Die auenlehmgeprägten und die schlammgeprägten Habitate wurden hingegen kaum ausgewiesen (2,1% und 0,7%). Der häufigste Habitattyp ist wie schon in den Hauptlaufabschnitten im Gebiet „Auf der Weide“ der Typ Rno („Kies und Blöcke mit wenig organischem Material“). Er wurde in 42,9% aller Messflächen nachgewiesen.

Die räumliche Verteilung der Habitattypen ähnelt jener in den Hauptlaufabschnitten „Auf der Weide“. Der zentrale Bereich des Gewässerbettes wird durch den häufigsten Typ Rno dominiert, während die Feinsedimente vor allem in Ufernähe vorzufinden sind (Abb. 12-44). In unmittelbarer Nähe der Brücke dominieren die anthropogenen Habitate das Gewässerbett und auch die Ufer sind größtenteils befestigt. In den Kartierabschnitten eins bis drei, die durch eine geringe Wassertiefe und eine hohe Strömungsgeschwindigkeit charakterisiert sind, bedecken die submersen Makrophyten weite Teile des Gewässerbettes, während sie im unteren Teil des Abschnitts kaum noch auftreten.

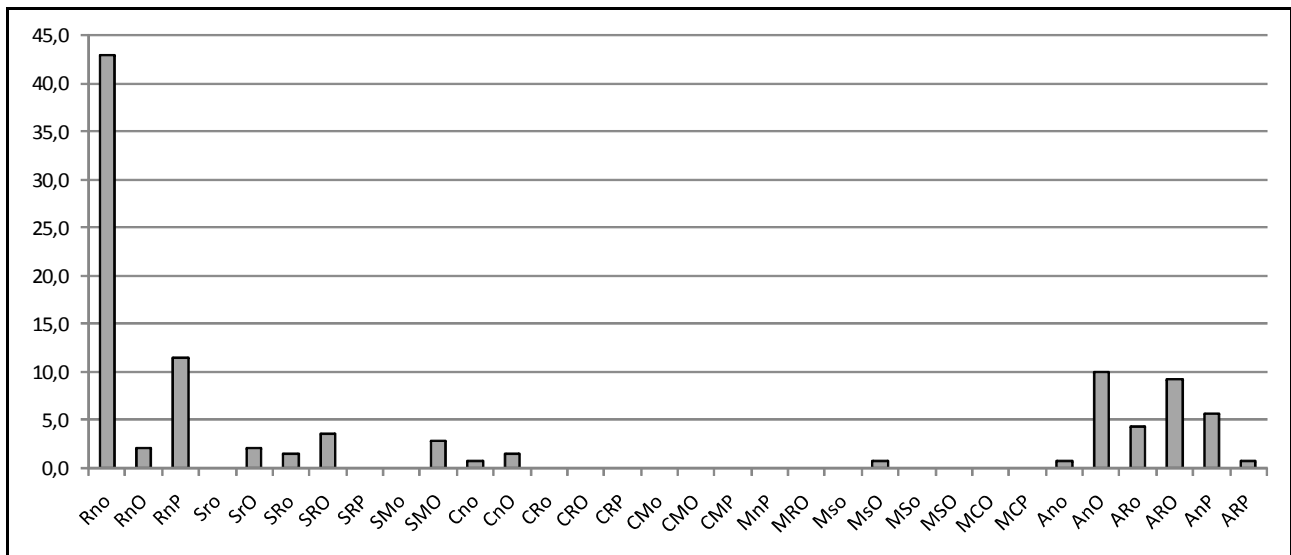


Abb. 12-43: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Gissel 1 (in %)

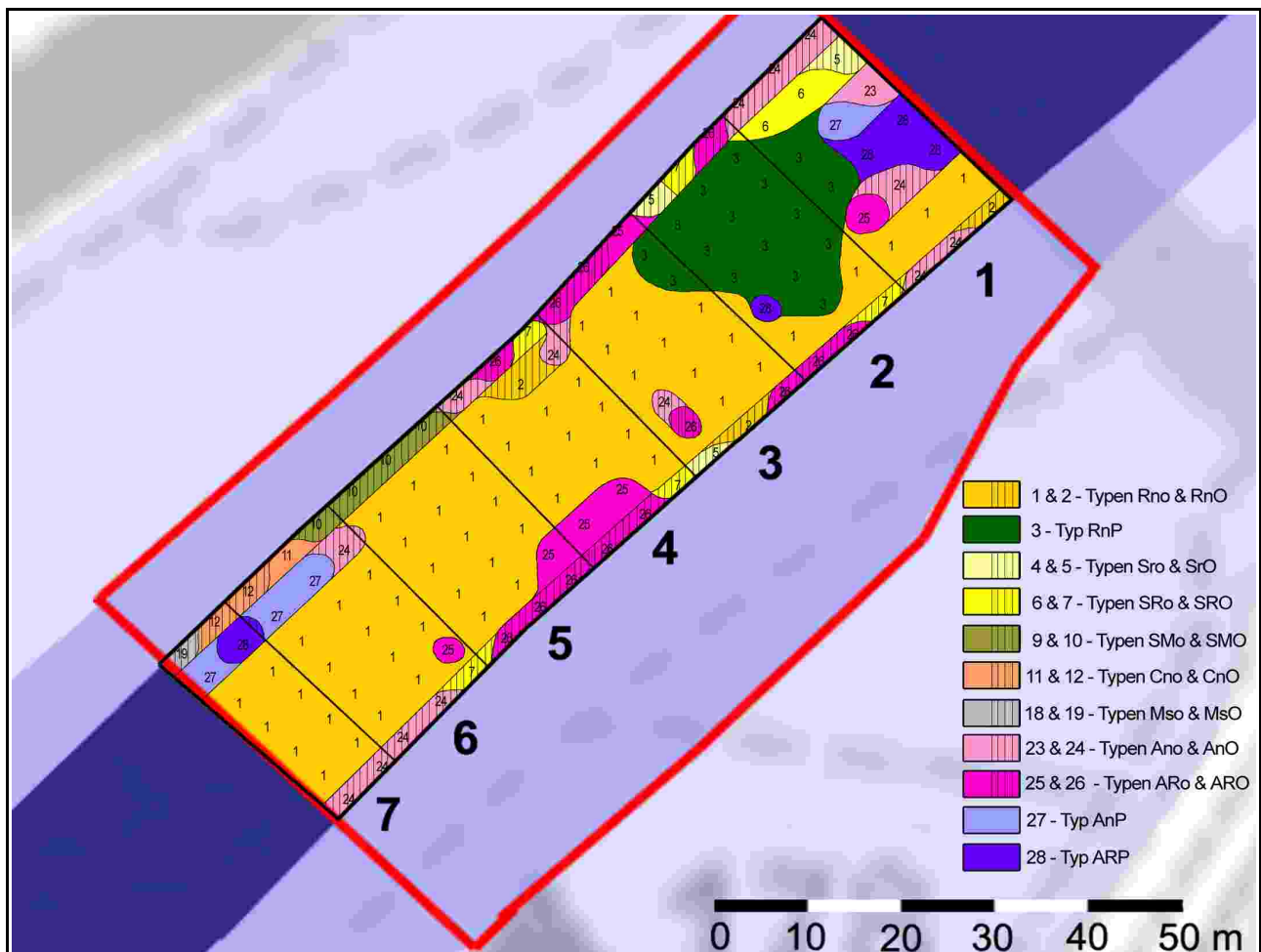


Abb. 12-44: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Gissel 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (Hrsg.) 2002²)

Der Untersuchungsabschnitt Gissel 1 weist einen großen Reichtum an verschiedenen Wassertiefen, Strömungsverhältnissen und Habitattypen auf und kann, ähnlich wie auch der Abschnitt Weide 1, grob zweigeteilt werden. Der obere Teil (Kartierabschnitte eins bis drei) ist durch ein flaches Gewässerbett, eine hohe Strömungs- und Substratvielfalt sowie

durch dichte Makrophytenbestände charakterisiert. Der untere Teil hingegen ist deutlich tiefer, strömungsärmer und makrophytenfrei.

12.2.1.2 Gissel 2

In dem Abschnitt Gissel 2 wurden, wie auch in dem Abschnitt Gissel 1 140 Messflächen von je 1 m² kartiert.

Sohlsubstrate

Die Verteilung der Sohlsubstrate ähnelt sehr stark jener des Abschnitts Weide 2, der im Zuge der Gewässerstrukturgütekartierung ebenfalls als vergleichsweise strukturarm eingestuft wurde. Das Mikrolithal ist das häufigste Substrat und wurde in 93,6% aller Messflächen nachgewiesen (Abb. 12-45). Das Makroakal wurde in 91,4% aller Messflächen kartiert und ist somit fast ebenso häufig. Hinsichtlich der mittleren Deckungsgrade ist jedoch das Mikrolithal deutlich dominanter (32,2% zu 18,5%) und selbst das Mesolithal ist mit 19,6% stärker vertreten als das Makroakal.

Die feineren Substrate, vor allem das Psammal, welches in 25% aller Messflächen nachgewiesen wurde und einen mittleren Deckungsgrad von 8,9% erreicht, sind weniger häufig als in den Abschnitten Gissel 1 und Weide 2, was auf eine insgesamt höhere Strömungsgeschwindigkeit hindeutet.

Der Anteil des Technolithals (Nachweis in 33,6% aller Messflächen, mittlerer Deckungsgrad 9,7%) ist deutlich geringer als im Abschnitt Gissel 1 und bewegt sich in Größenordnungen, wie sie schon aus den Hauptlaufabschnitten im Gebiet „Auf der Weide“ bekannt sind und als typisch für den Mittellauf der Lahn angesehen werden können.

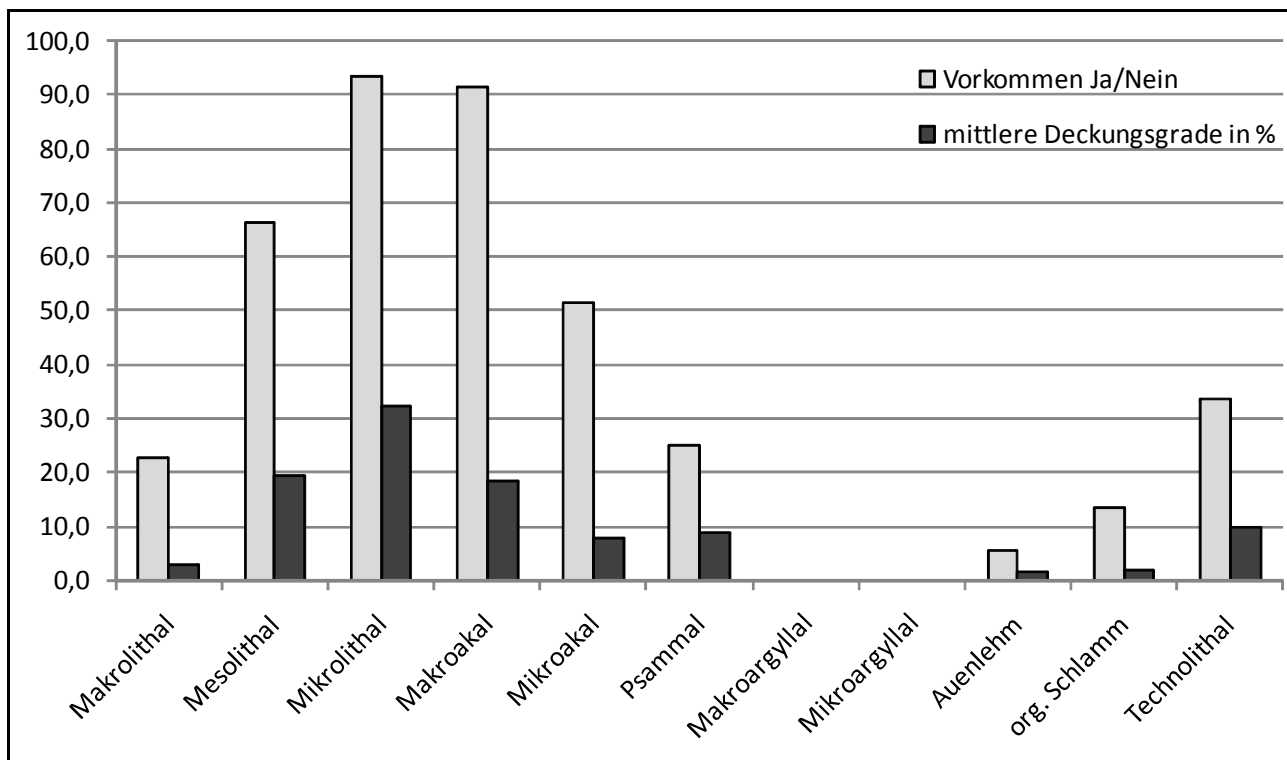


Abb. 12-45: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Gissel 2 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen dominieren, wie schon im Abschnitt Gissel

1 die Algenfilme, die in 91,4% aller Messflächen nachgewiesen wurden und einen mittleren Deckungsgrad von 12,3% erreichen (Abb. 12-46). Anders als im Abschnitt Gissel 1 ist dieses Element das einzige, welches so weit verbreitet vorkommt. Das grobpartikuläre organische Material, welches am zweit häufigsten nachgewiesen wurde, kommt in nur 35% aller Messflächen mit einem mittleren Deckungsgrad von 7,5% vor. Der Anteil der submersen Makrophyten hingegen ist in dem Abschnitt Gissel 2 mit einer Häufigkeit von 34,3% höher als in allen anderen Untersuchungsabschnitten und der mittlere Deckungsgrad von 10,8% ist der zweit höchste nach dem Abschnitt Gissel 1. Die Zusammensetzung der Makrophyten unterscheidet sich jedoch von jener der übrigen bisher betrachteten Abschnitte. *Ranunculus fluitans* ist zwar auch hier weit verbreitet, in den strömungsberuhigteren Uferbereichen kommen jedoch auch andere Taxa vor (*Myriophyllum sp.* & vereinzelt *Nuphar sp.*). Letztere gelten in den Fließgewässern der Mittelgebirge als Störanzeiger, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in degradierten Bereichen haben (MEILINGER ET AL. 2003: 135 ff.) und im Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“ den Einfluss der Stauregulierung der Lahn anzeigen.

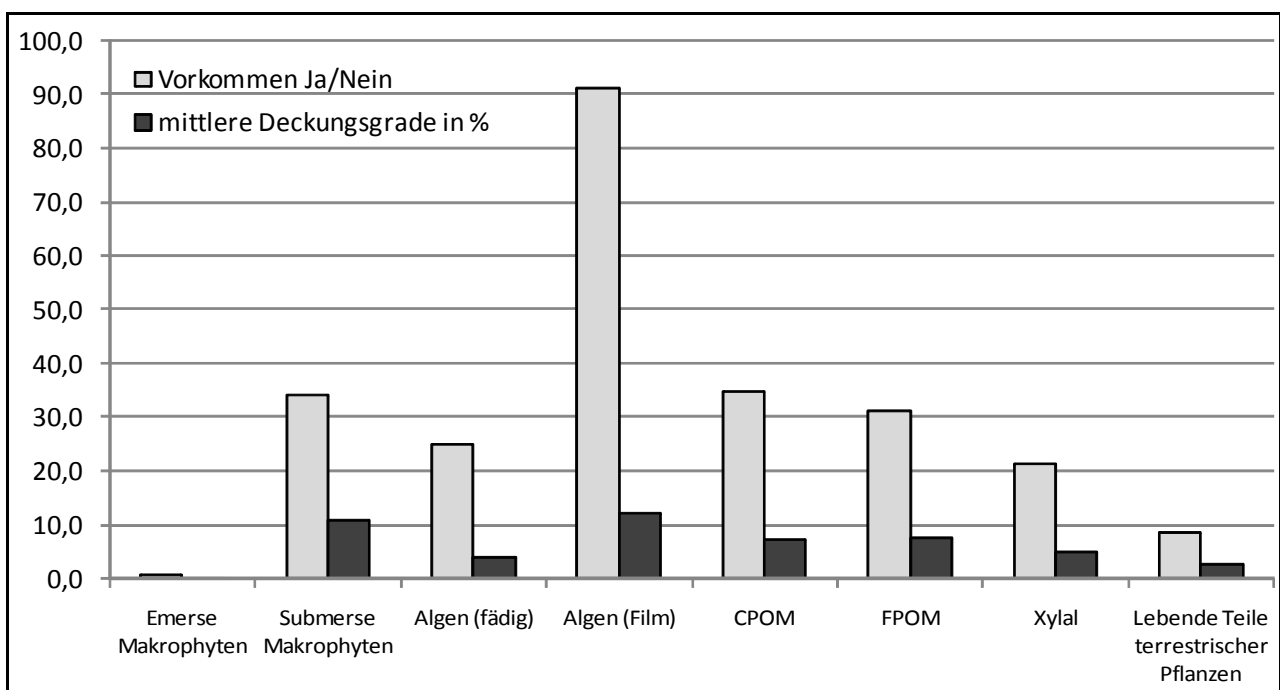


Abb. 12-46: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Gissel 2 (in %)

Wasserführung

Mit einer mittleren Wassertiefe von 50 cm ist der Abschnitt Gissel 2 tiefer als der Abschnitt Gissel 1, aber flacher als die Hauptlaufabschnitte im Gebiet „Auf der Weide“. Waren die Ergebnisse der Wassertiefenmessung im Abschnitt Gissel 1 eher gleichmäßig auf die Wassertiefenkategorien verteilt, so weist die Verteilung der Ergebnisse des Abschnitts Gissel 2 zwei Maxima auf. Sowohl die sehr flachen Bereiche (10 cm) als auch die tiefen Bereiche (70 cm) sind deutlich häufiger vertreten als die übrigen Tiefen (Abb. 12-47). Insgesamt sind dadurch die tiefen Bereiche (70 cm und mehr) mit 39,3% häufiger vertreten als die mittleren Tiefen (30,7%) und die flachen Bereiche (30,0%).

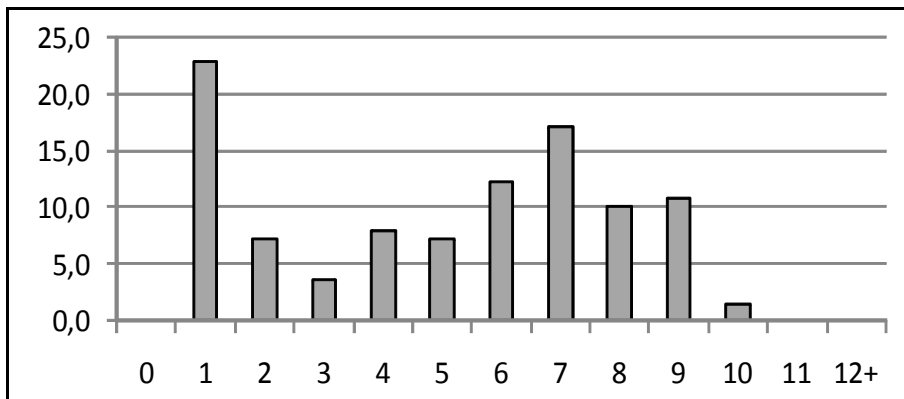


Abb. 12-47: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Gissel 2

Die räumliche Verteilung der Wassertiefe zeigt, dass das Gewässerbett des Abschnitts Gissel 2 sehr stark strukturiert ist (Abb. 12-48). Selbst der mittlere Teil, der durch die tiefsten Bereiche und größere ebene Flächen mit Tiefen von 70 bis 90 cm geprägt ist, weist alternierende Senken und Rücken auf und erscheint somit deutlich heterogener als der ebenfalls als strukturschwach eingestufte Abschnitt Weide 2. Der untere Bereich des Abschnitts ist deutlich flacher und weist vor allem im Gleithangbereich ausgedehnte Bereiche mit Wassertiefen von weniger als 30 cm auf.

Insgesamt kann das Relief der Gewässersohle in diesem Abschnitt als ähnlich strukturreich angesehen werden wie im Abschnitt Gissel 1.

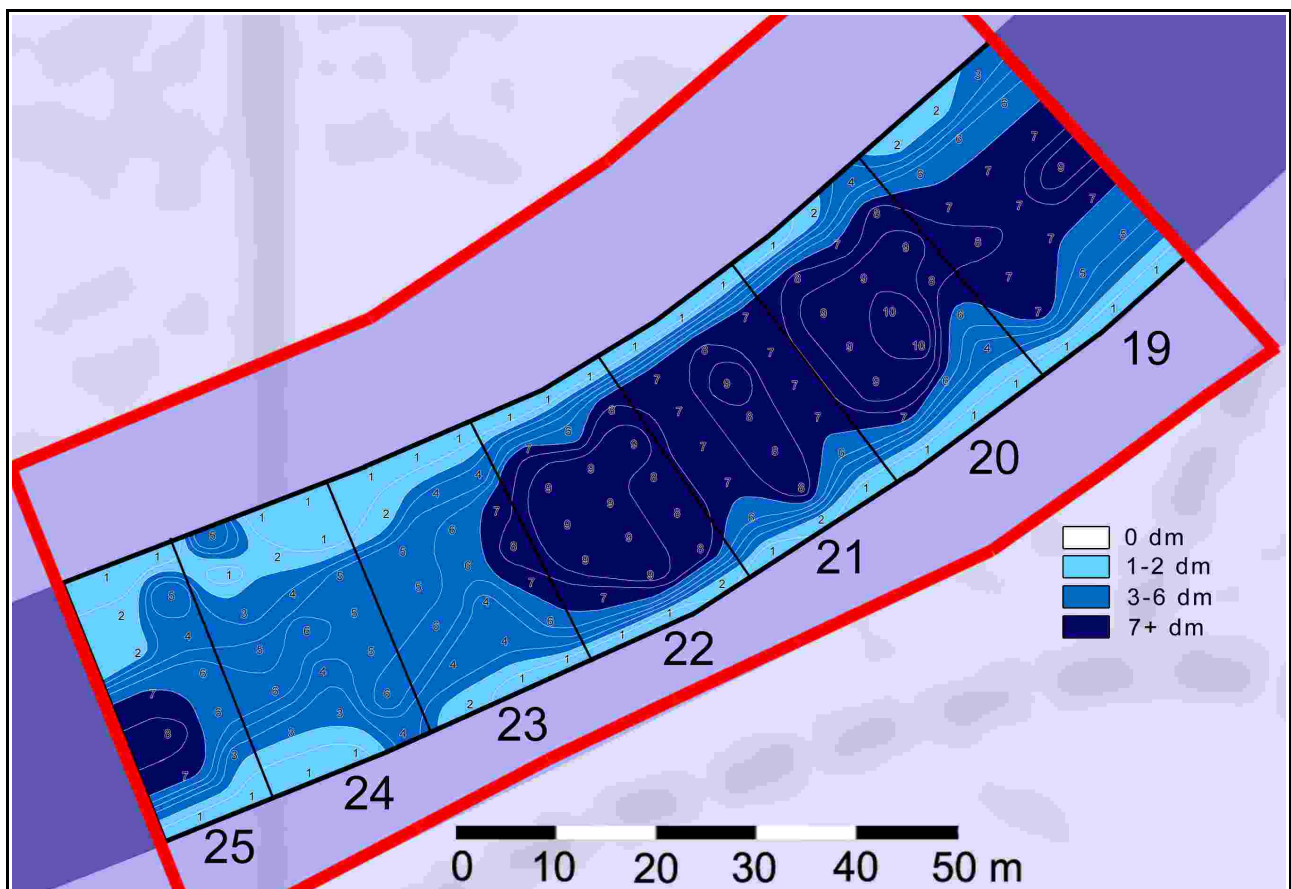


Abb. 12-48: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Gissel 2 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (HRSG.) 2002²⁾)

Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit beträgt 0,56 m/s und damit trotz der größeren Wassertiefe geringfügig mehr als im Abschnitt Gissel 1. Die Verteilung der Häufigkeit der Strömungsklassen weist ein Maximum im Bereich der geringen Strömungsgeschwindigkeiten (0-0,5 m/s) auf (Abb. 12-49). Die Klassen größerer Strömungsgeschwindigkeit sind deutlich seltener vertreten, so dass sich eine für die Lahn typische Verteilungskurve ergibt.

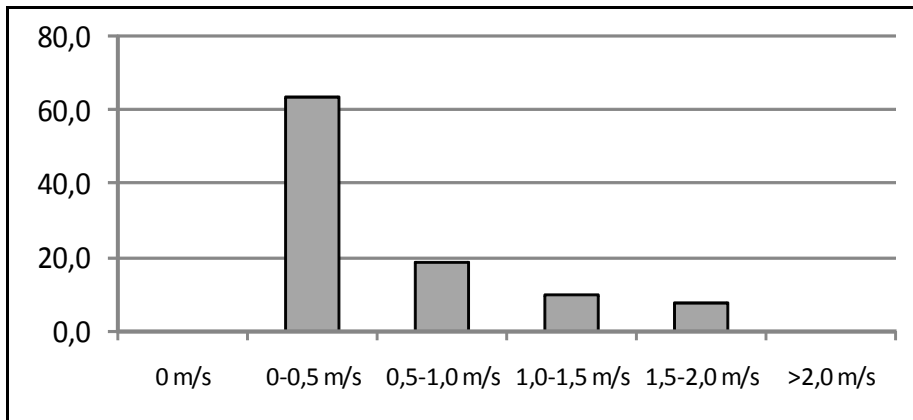


Abb. 12-49: Relative Häufigkeit (in %) der Strömungsklassen im Abschnitt Gissel 2

Erwartungsgemäß wurden die größten Strömungsgeschwindigkeiten in dem flacheren unteren Teil des Abschnitts festgestellt, während der tiefere Mittelteil keine Strömungsvielfalt aufwies (Abb. 12-50).

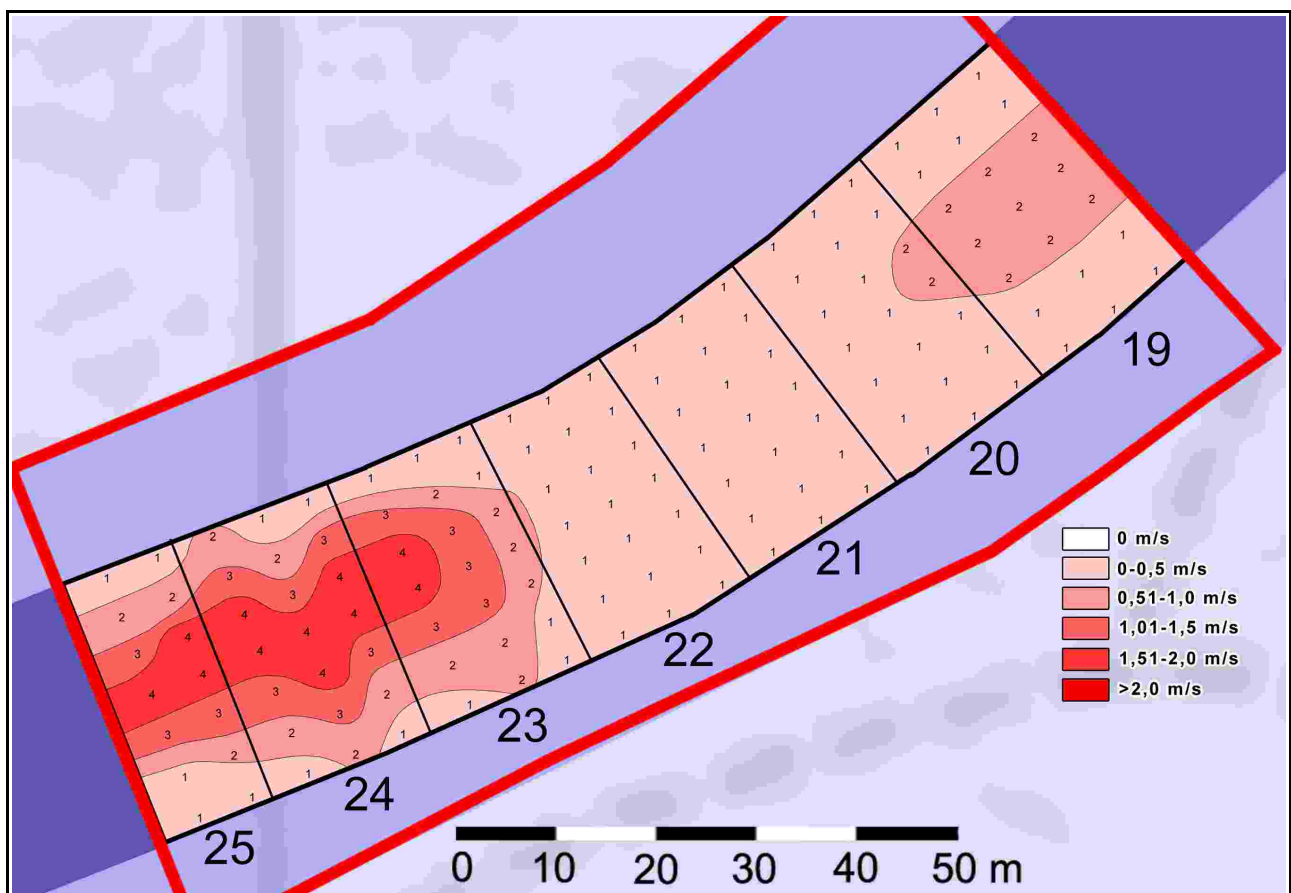


Abb. 12-50: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Gissel 2 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (HRSG.) 2002²⁾)

Habitattypen

Im Abschnitt Gissel 2 wurden insgesamt 15 Habitattypen ausgewiesen und damit annähernd so viele wie im Abschnitt Gissel 1. Auch die Häufigkeit der Habitattypen ähnelt der jenes Abschnitts. Der Typ Rno dominiert auch hier die Gewässersohle mit einer Häufigkeit von 42,9%, gefolgt von dem makrophytengeprägten Typ RnP, der im Abschnitt Gissel 2 in 18,6% aller Messflächen und damit deutlich häufiger als in allen anderen Untersuchungsabschnitten ausgewiesen wurde (Abb. 12-51). Die kiesgeprägten Habitate sind insgesamt mit einer Häufigkeit von 72,1% weit stärker vertreten als im Abschnitt Gissel 1. Die anthropogenen Habitattypen hingegen sind mit 15,7% nur halb so häufig wie im Abschnitt Gissel 1. Die sandgeprägten, auenlehmgeprägten und schlammgeprägten Habitate sind hingegen ähnlich selten wie in den übrigen bisher betrachteten Hauptlaufabschnitten auch, letztere wurden sogar gar nicht nachgewiesen.

In der räumlichen Verteilung der Habitattypen fällt der große Anteil der makrophytendominierten Typen besonders stark auf. Im unteren Bereich des Abschnitts, der durch eine geringe Wassertiefe und eine starke Strömung charakterisiert ist, erstrecken sich die Makrophyten fast über die gesamte Gewässerbreite (Abb. 12-52). Im mittleren Bereich des Abschnitts bilden die Makrophyten ein Band, welches den Prallhang unterhalb der Uferbefestigung bedeckt, während der Gleithang vollständig makrophytenfrei ist. Aufgrund der geringeren Strömung bestehen die Bestände hier jedoch nicht ausschließlich aus *Ranunculus fluitans*, sondern zu großen Teilen aus *Myriophyllum sp.*

Die Uferbereiche des Prallhangs sind größtenteils durch Blockschüttungen befestigt. In dem Bereich der stärksten Strömung sind die künstlich eingebrachten Blöcke auch in größerer Entfernung vom Ufer kartiert worden. Die Uferbereiche des Gleithangs hingegen sind fast vollständig frei von anthropogenen Strukturen und weisen große Anteile an sandigen und lehmigen Habitaten auf.

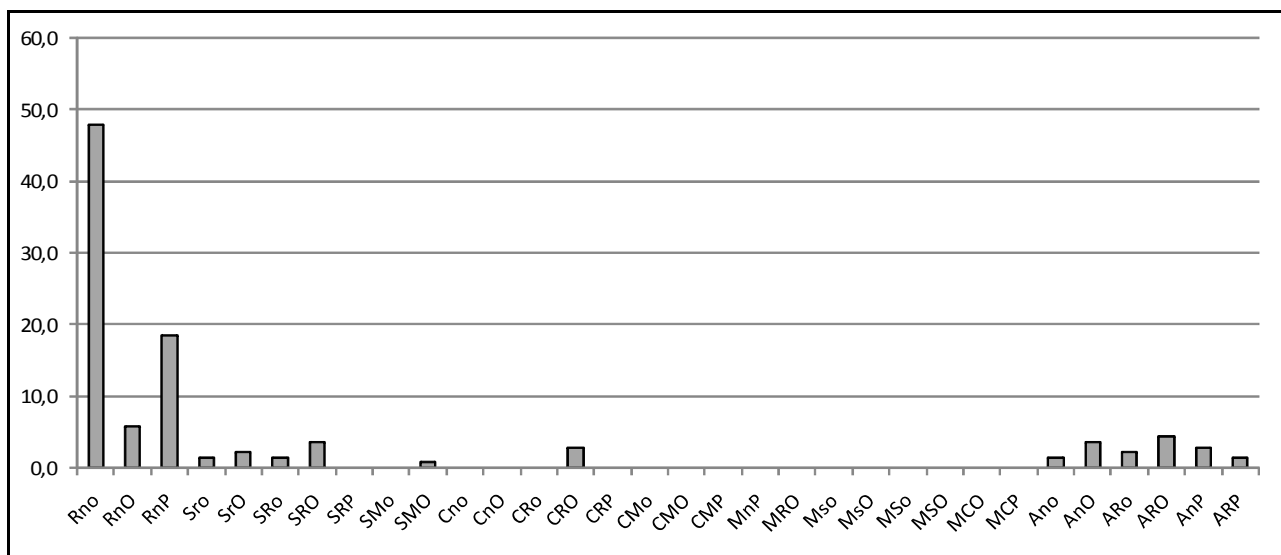


Abb. 12-51: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Gissel 2 (in %)

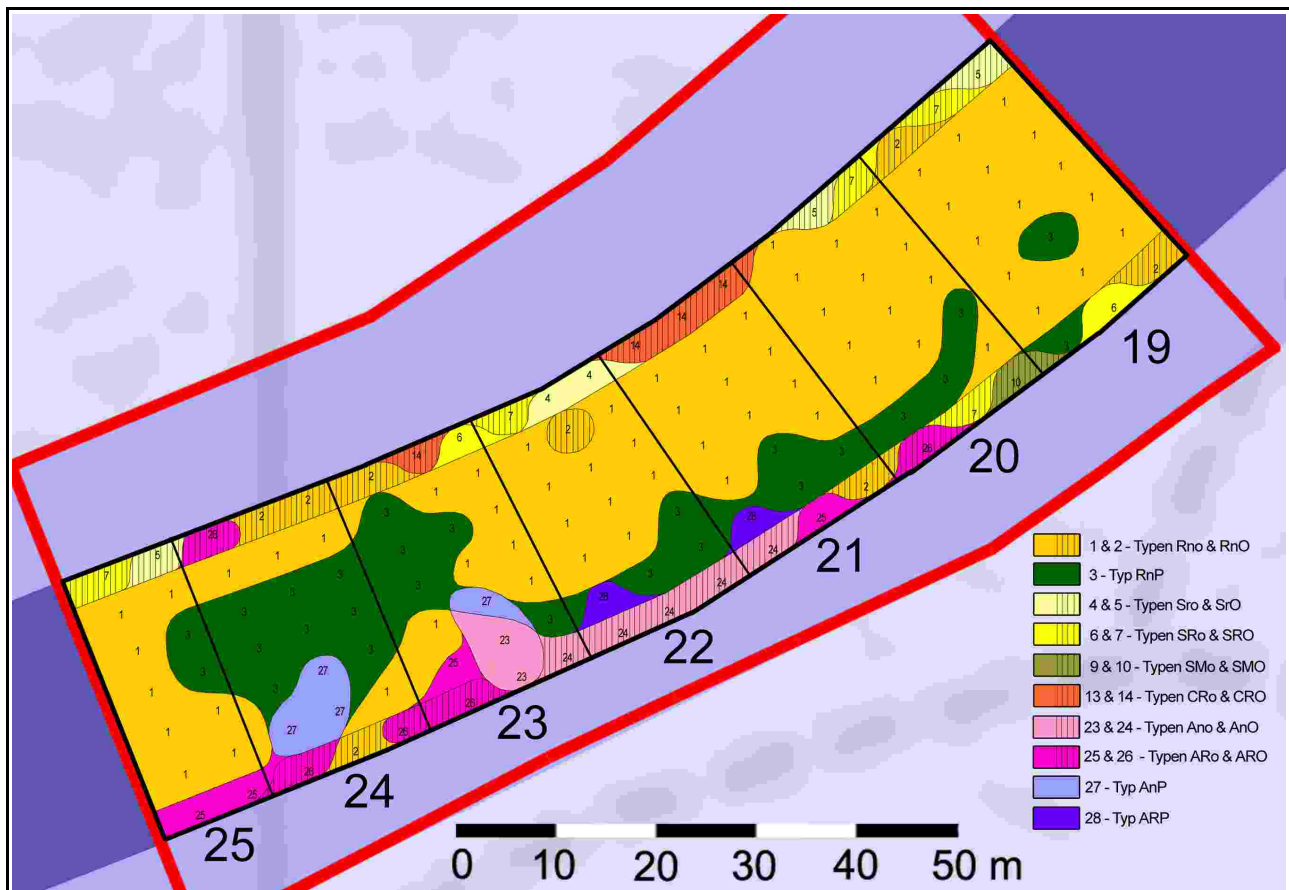


Abb. 12-52: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Gissel 2 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (Hrsg.) 2002²)

12.2.1.3 Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“ wies, obwohl es als einziges der drei Gebiete noch nicht renaturiert worden war, im Jahr 2006 eine große Vielfalt verschiedener Substrate, Wassertiefen, Strömungen und Habitate auf. Insgesamt wurden in den beiden kartierten Abschnitten 18 Habitattypen, und damit zwei mehr als in den Hauptlaufabschnitten des Gebietes „Auf der Weide“, nachgewiesen.

Im Hinblick auf eine mögliche Renaturierung des Untersuchungsgebietes sind die Ergebnisse der TRiSha-Kartierung als sehr positiv einzuschätzen. Die bereits jetzt große Vielfalt und Dynamik würde sich durch eine Aufweitung und Verzweigung des Gewässers noch weiter vergrößern.

12.2.2 Kartierung 2008

Nachdem im Jahr 2007 abflussbedingt keine Kartierung durchgeführt werden konnte, wurden die beiden Abschnitte des Untersuchungsgebietes „Gisselberger Straße“ im Frühjahr 2008 zum zweiten mal mikromorphologisch untersucht. Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser zweiten Kartierung den Daten aus dem Jahr 2006 gegenübergestellt, um Aussagen über die Dynamik der Gewässerbettstrukturen in diesem Teil der Lahn treffen zu können.

Wie schon für das Gebiet „Auf der Weide“ werden hierbei zunächst die Sohlsubstrate, die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und die Wasserführung erörtert, bevor die Verände-

rungen der Habitattypenzusammensetzung analysiert wird.

12.2.2.1 Sohlsubstrate

In beiden Abschnitten konnte im Jahr 2008 eine Sohlsubstratzusammensetzung festgestellt werden, die nur in geringem Umfang von jener des Jahres 2006 abwich (Abb. 12-53). Der Abschnitt Gissel 1 zeigte hierbei die größere Dynamik. Vor allem der mittlere Deckungsgrad des Psammals ging von 10,9 auf 8,2% zurück, während die Grobsubstrate höhere Deckungsgrade aufwiesen als zwei Jahre zuvor. Den stärksten Zuwachs verzeichnete das Mikrolithal (von 23 zu 24,4%), gefolgt vom Makroakal (18,9 zu 19,8%) und dem Mikroakal (8,5 zu 9,1%). Der Anteil des Technolithals hingegen nahm leicht ab (von 21,2 auf 20,4%), was sowohl durch Verfrachtung anthropogenen Materials durch das Kyrill-Hochwasser als auch durch teilweise Überdeckung der Blöcke durch natürliche Substrate erklärt werden kann.

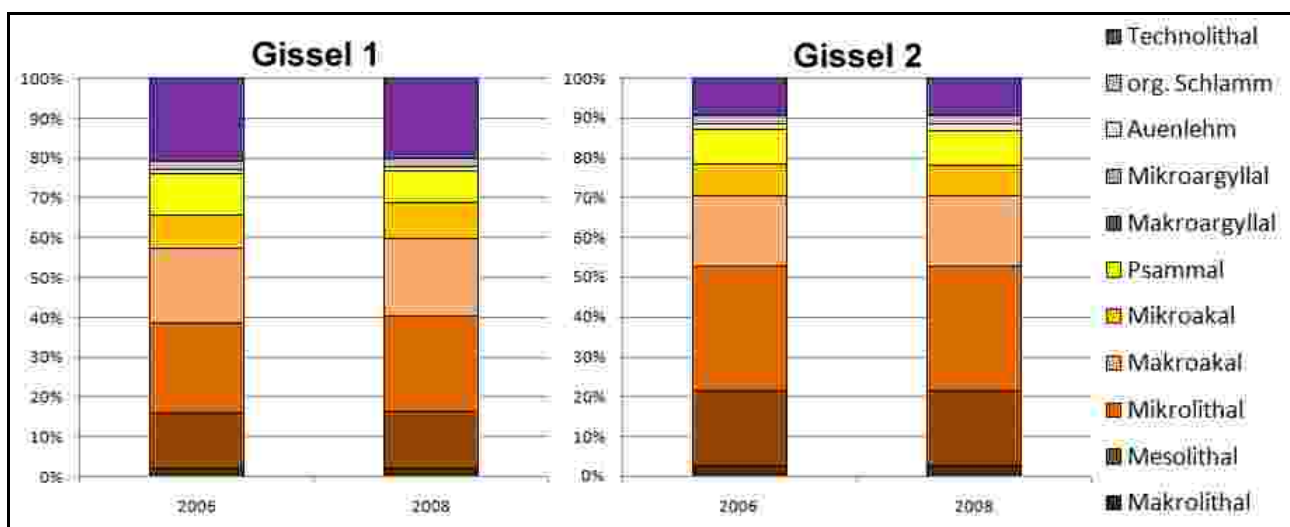


Abb. 12-53: Verteilung der Sohlsubstrate im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008 (dargestellt sind die mittleren Deckungsgrade normiert auf 100%)

Im Abschnitt Gissel 2 wurden leichte Zunahmen der Deckungsgrade des Auenlehms (1,7 auf 1,9%) und des organischen Schlamms (2,05 auf 2,23%) verzeichnet und auch hier nahm der Anteil des Psammals leicht ab (8,93% zu 8,66%).

Insgesamt erscheint die Zusammensetzung der Sohlsubstrate jedoch in beiden Abschnitten über den betrachteten Zeitraum von zwei Jahren sehr stabil. Zieht man die Erkenntnisse aus dem Gebiet „Auf der Weide“ mit hinzu, so kann vermutet werden, dass das Kyrill-Hochwasser auch im Gebiet „Gisselberger Straße“ zu stärkeren Veränderungen der Sohlsubstrate geführt hat, das Gewässersystem sich jedoch seitdem zumindest teilweise wieder in den Ausgangszustand zurückbewegt hat.

12.2.2.2 Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Wie schon im Gebiet „Auf der Weide“ zeigten die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen auch im Gebiet der „Gisselberger Straße“ eine größere Dynamik als die Sohlsubstrate. Die größten Veränderungen wurden im Abschnitt Gissel 1 bei den Algenfilmen registriert, die mehr als 50% ihres Deckungsgrades einbüßten (von 12,6 auf 5%). Im Abschnitt Gissel 2 blieb der Anteil dieser Algen jedoch konstant, was das differenzierte Verhalten selbst benachbarter Gewässerabschnitte verdeutlicht (Abb. 12-54). Die submersen Makrophyten

und das FPOM, die im Abschnitt Gissel 1 deutliche Zuwächse verzeichnen konnten (von 11,7 auf 13,9% und von 8,5 auf 10,7%), wiesen im Abschnitt Gissel 2 sogar einen leichten Rückgang (submerse Makrophyten von 10,8 auf 10,6%) bzw. keine Veränderung (FPOM) auf. Im Gegenzug erhöhte sich der mittlere Deckungsgrad des Totholzes im Abschnitt Gissel 2 deutlich von 4,9% auf 5,9%, während dieser Parameter im Abschnitt Gissel 1 keine Veränderungen aufwies. Eine gleichgerichtete Veränderung in beiden Abschnitten konnte lediglich für das CPOM festgestellt werden, welches 2008 einen etwas höheren Deckungsgrad aufwies als 2006 (Gissel 1: 9,91 zu 12,9%; Gissel 2: 7,5 zu 7,95%).

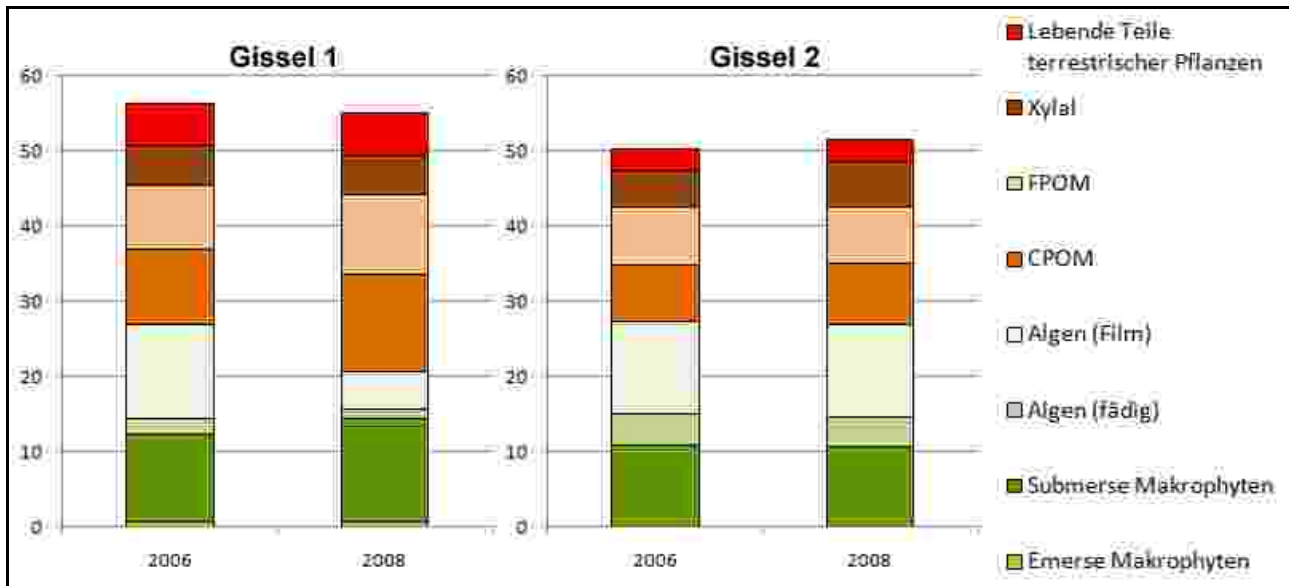


Abb. 12-54: Verteilung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008 (dargestellt sind die mittleren Deckungsgrade in %)

Insgesamt nahm die Bedeckung der Gewässersohle mit organischen Strukturen im Abschnitt Gissel 1 leicht ab und im Abschnitt Gissel 2 leicht zu. Der Grad der Veränderungen ist jedoch in beiden Bereichen so gering, dass nicht von einer dauerhaften Gewässerentwicklung die Rede sein kann. Die beobachteten Verschiebungen in der Zusammensetzung des organischen Materials sind vielmehr Ausdruck der hohen Grunddynamik der Lahn in diesem Abschnitt und somit des natürlichen Schwingens um den Gleichgewichtszustand des Gewässerökosystems.

12.2.2.3 Wasserführung

Anders als die Sohlsubstrate und die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen erfuhr die Wasserführung im Gebiet „Gisselberger Straße“ so gut wie keine Veränderungen. Im Abschnitt Gissel 1 wiesen sowohl die mittlere Wassertiefe (0,466 m) als auch die mittlere Strömungsgeschwindigkeit (0,51 m/s) die gleichen Werte auf wie zwei Jahre zuvor. Im Abschnitt Gissel 2 blieb die mittlere Strömungsgeschwindigkeit ebenfalls unverändert (0,56 m/s), die mittlere Wassertiefe verringerte sich jedoch minimal (von 0,499 m auf 0,495 m) (Abb. 12-55).

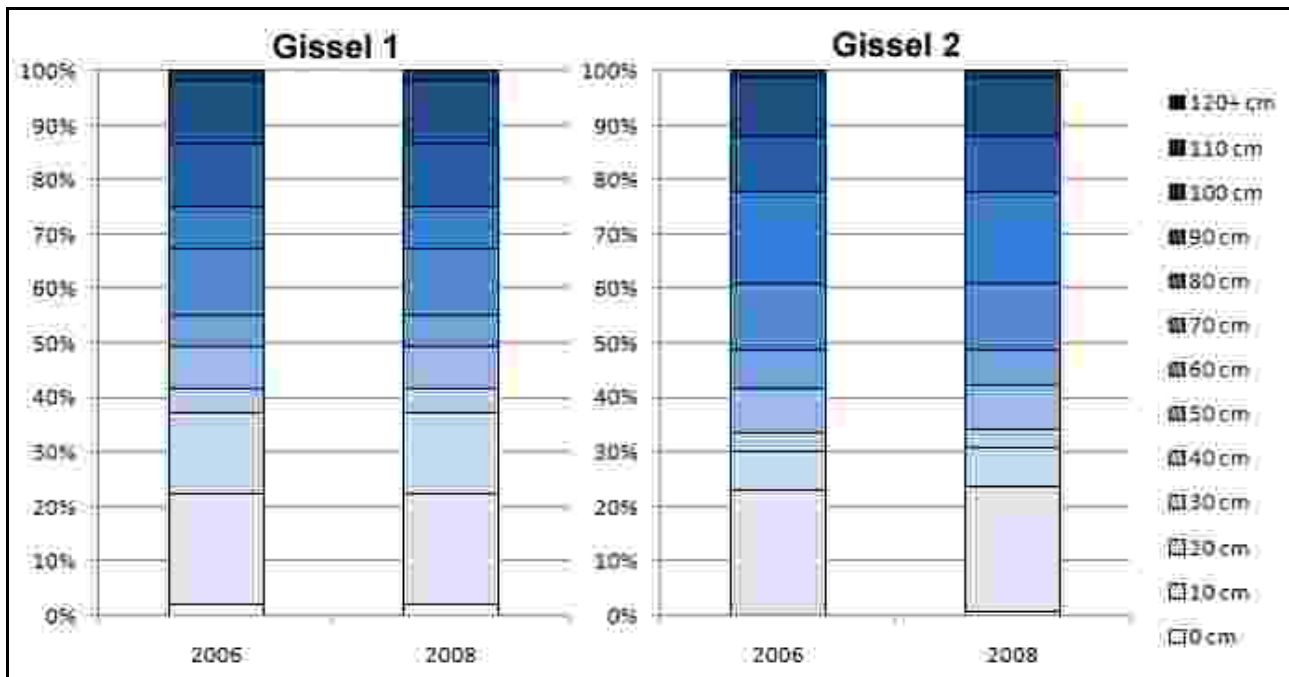


Abb. 12-55: Verteilung der Wassertiefe im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008

12.2.2.4 Habitattypen

Basierend auf der Dynamik der Sohlsubstrate und der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen konnten im Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“ auch leichte Veränderungen der Habitattypenzusammensetzung festgestellt werden. Dabei war es wiederum der Abschnitt Gissel 1, der die größere Dynamik aufwies. So nahm der Anteil des häufigsten Typs Rno von 42,9 auf 40,7% ab, während der Typ RnO einen ebenso großen Zuwachs verzeichnete (Abb. 12-56). Deutliche Verschiebungen zeigten sich auch innerhalb der Gruppe der anthropogenen Habitats. Während die Typen AnP und Ano deutlich häufiger ausgewiesen wurden als 2006, ging der Anteil der Typen ARP und AnO zurück. Insgesamt erhöhte sich der Anteil der anthropogenen Habitattypen im Abschnitt Gissel 1 leicht. Dies könnte eine Folge des Hochwasserereignisses Anfang 2007 sein, welches im Bereich der Brückenfundamente zuvor abgelagertes Feinmaterial abtransportierte.

Im Abschnitt Gissel 2 wurden deutlich geringere Veränderungen registriert. Die kies- und blockgeprägten Habitats kamen 2008 in der gleichen Häufigkeit vor wie zwei Jahre zuvor (72,1%). Die deutlichsten Veränderungen ergaben sich in der Gruppe der sandgeprägten Habitats, wobei die Typen Sro, SRo und SRO Rückgänge zu verzeichnen hatten und die Typen SrO und SMO häufiger vertreten waren als zwei Jahre zuvor.

Auch innerhalb der anthropogenen Habitattypen kam es zu Verschiebungen, insgesamt blieb der Anteil dieser Habitattypengruppe jedoch konstant.

Die Zahl der Habitattypen erhöhte sich im Abschnitt Gissel 1 von 16 auf 18, wobei die beiden neuen Typen (Sro und MRO) nur einen Anteil von je 0,7% ausmachen. Im Abschnitt Gissel 2 hingegen blieb sie konstant bei 15 Typen.

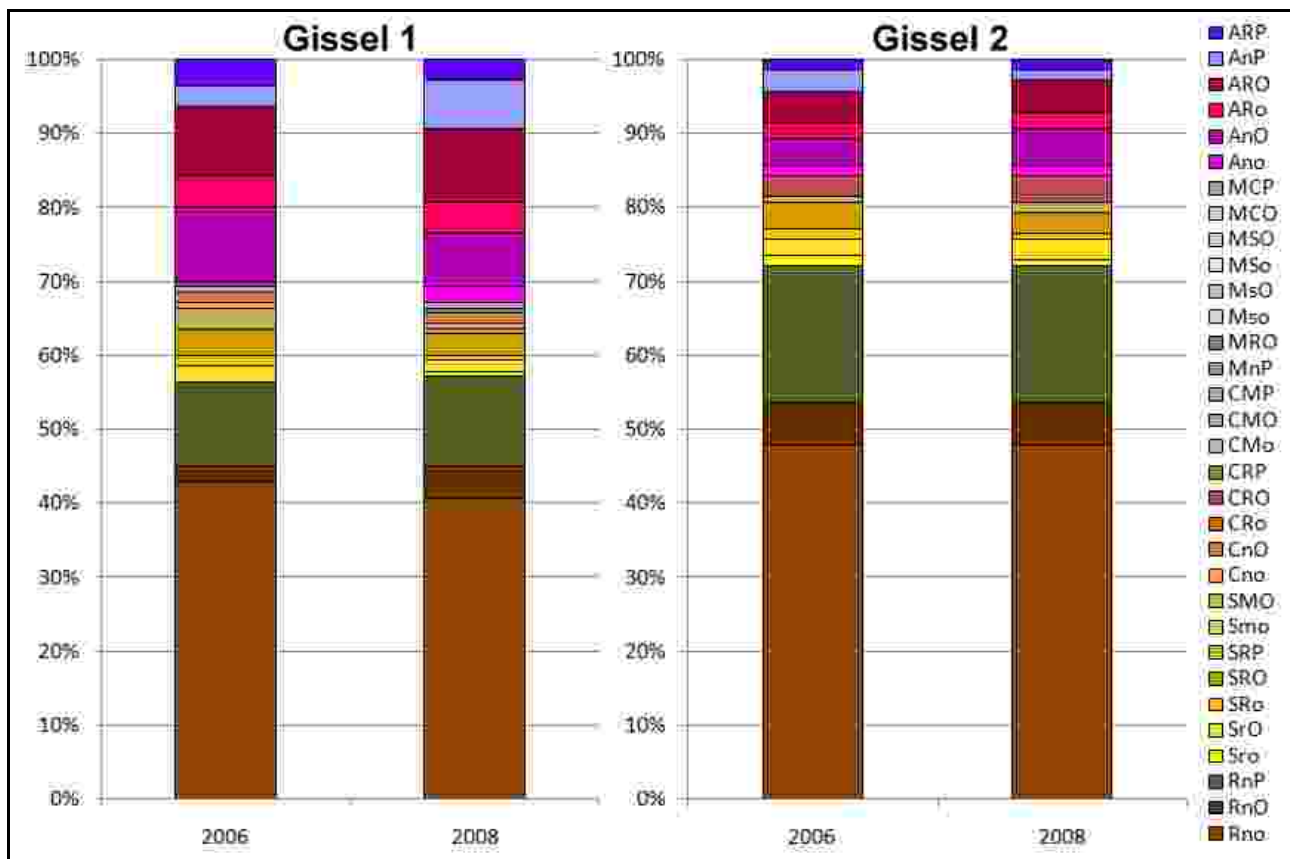


Abb. 12-56: Verteilung der Habitattypen im Gebiet „Gisselberger Straße“ in den Jahren 2006 und 2008

12.2.2.5 Zusammenfassung

Die Kartierung des Jahres 2008 ermöglichte im Vergleich mit den Daten des Jahres 2006 eine Einschätzung der Dynamik des Gewässerbettes. Sowohl die Sohlsubstrate als auch die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen wiesen überwiegend geringe Veränderungen in ihrer Zusammensetzung auf. Die Wasserführung hingegen blieb weitestgehend unverändert. Auf der Ebene der Habitattypen waren die nachweisbaren Veränderungen nochmals geringer als auf der Ebene der Substrate und beschränkte sich meist auf Verschiebungen innerhalb der Habitattypengruppen.

Der strukturreichere Abschnitt Gissel 1 wies insgesamt eine größere Dynamik auf als der Abschnitt Gissel 2, der im Zuge der Auswahl der Untersuchungsabschnitte als tendenziell strukturärmer eingestuft wurde.

12.2.3 Zusammenfassung

Alle betrachteten Parameter wiesen 2008 nur geringfügig andere Ausprägungen auf als im Jahr 2006. Berücksichtigt man den Zeitraum von zwei Jahren und das HQ50-Ereignis des Jahres 2007, so ist die Gewässerbettmorphologie zwar hochdivers (in keinem anderen Hauptlaufabschnitt der Lahn wurden vergleichbar viele Habitattypen nachgewiesen), aber auch erstaunlich stabil. Ein Teil der tatsächlichen hochwasserbedingten Dynamik konnte auf Grund des großen zeitlichen Abstands der Kartierung von dem Hochwasserereignis nicht nachvollzogen werden, doch auch im direkten Vergleich der Ergebnisse von 2006 und 2008 ist die Dynamik in dem strukturreichen Hauptlaufabschnitt Weide 1 sowie in den renaturierten Seitenarmen des Gebietes „Auf der Weide“ deutlich größer als im Gebiet

„Gisselberger Straße“. Aufgrund der hohen Vielfalt der beiden Abschnitte dieses Gebietes muss diese Stabilität nicht negativ bewertet werden. Allerdings könnten im Zuge einer Renaturierungsmaßnahme Bereiche geschaffen werden, die eine höhere morphologische Dynamik aufweisen und somit Lebensraum für an hoch variable Lebensräume angepasste Organismen sein könnten.

12.3 Ergebnisse und Diskussion „Cappeler Fischerwiese“

Das Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ wurde 1997 und 2005 renaturiert und weist daher Bereiche in sehr unterschiedlichen Stadien der Sukzession auf. Um die Entwicklung der renaturierten Abschnitte zu verfolgen, wurden in den Jahren 2006 und 2008 Kartierungen nach dem TRiSHa-Verfahren durchgeführt.

12.3.1 Kartierung 2006

In den vier Abschnitten dieses Untersuchungsgebietes wurden insgesamt 365 Messflächen kartiert. Die Ergebnisse der Erfassung der Sohlsubstrate, der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen, der Wasserführung sowie der Habitattypen sollen im Folgenden im Detail vorgestellt werden.

12.3.1.1 Cappel 1

Im Hauptlaufabschnitt Cappel 1 wurden 100 Messflächen kartiert.

Sohlsubstrate

Bezüglich der Sohlsubstrate dominierte der organische Schlamm sehr deutlich. Er wurde in allen 100 Messflächen vorgefunden und wies im Mittel einen Deckungsgrad von 74,3% auf (Abb. 12-57).

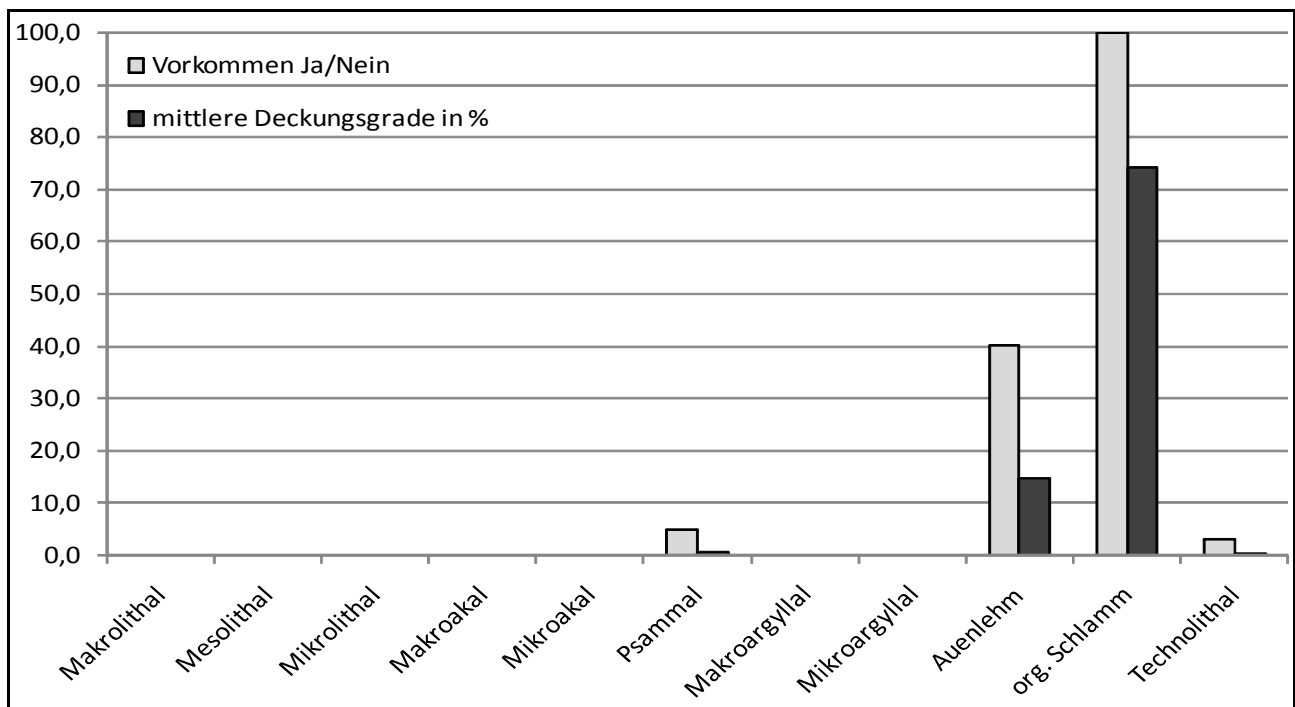


Abb. 12-57: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 1 (in %)

Die Mächtigkeit der (sehr lockeren) Schlammschicht betrug teilweise mehr als 100 cm, so dass die darunter liegende Schottersohle gemäß des PERLODES-Verfahrens als Habitat für das Makrozoobenthos nicht berücksichtigt wurde.

Der Auenlehm stellt das zweite, in den Uferbereichen häufiger nachgewiesene Sohlsubstrat dar. Er wurde in 40% der Messflächen mit einem mittleren Deckungsgrad von 14,6% erfasst. Ebenfalls in Ufernähe wurde das Psammal (5% Häufigkeit und 0,6% Deckungsgrad) und das Technolithal (3% Häufigkeit und 0,4% Deckungsgrad) nachgewiesen.

In der starken Dominanz des Schlammes als Sohlsubstrat spiegelt sich der negative Einfluss des unterhalb gelegenen Steinmühlwehres wider, der die natürliche Gewässersohle vollständig überprägt.

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen wurden sowohl das grobpartikuläre als auch das feinputikuläre organische Material flächendeckend vorgefunden (Abb. 12-58). Dem FPOM kommt jedoch mit einem mittleren Deckungsgrad von 37,3% eine größere Bedeutung bei als dem CPOM (mittlerer Deckungsgrad 18,5%). Ebenfalls häufig vertreten sind das Totholz (nachgewiesen in 33% aller Messflächen mit 7,9% mittlerem Deckungsgrad) und die Wurzeln terrestrischer Pflanzen (Nachweis in 20% aller Flächen, Deckungsgrad 6,0%). Makrophyten oder Algen wurden hingegen nicht vorgefunden.

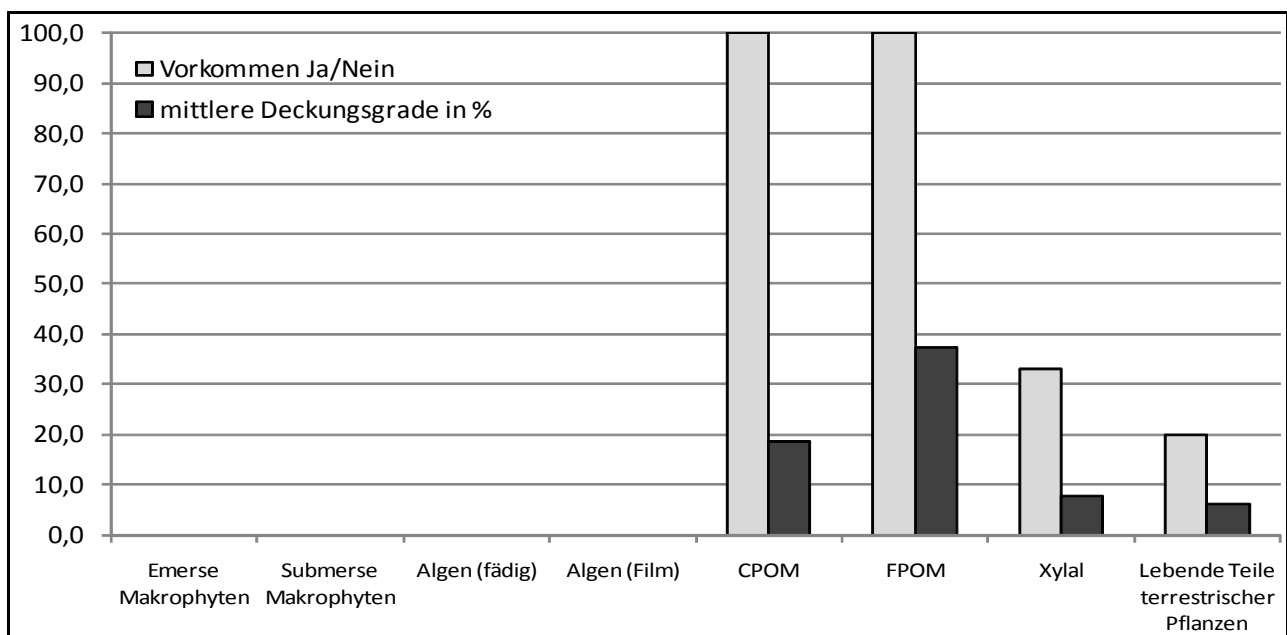


Abb. 12-58: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 1 (in %)

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe betrug 86 cm und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit 0,25 m/s. Damit war der Abschnitt Cappel 1 deutlich tiefer als alle anderen kartierten Abschnitte und wies eine für einen großen Fluss der Mittelgebirge deutlich zu niedrige Fließgeschwindigkeit auf. Darüber hinaus wurde in allen Messflächen die gleiche Strömung festgestellt, eine Differenzierung in Bereiche größerer und kleinerer Strömungsvielfalt konnte demnach nicht vorgenommen werden.

Die außerordentlich große Wassertiefe des Abschnitts zeigt sich auch in der klaren Dominanz der sehr tiefen Bereiche, während alle übrigen Wassertiefenkategorien nur selten vertreten waren (Abb. 12-59). 68% aller Messflächen wiesen eine Wassertiefe von min-

destens 70 cm auf. Die Bereiche mittlerer Tiefe (24%) und flache Bereiche mit einer Tiefe von höchstens 20 cm wurden hingegen kaum nachgewiesen (8%).

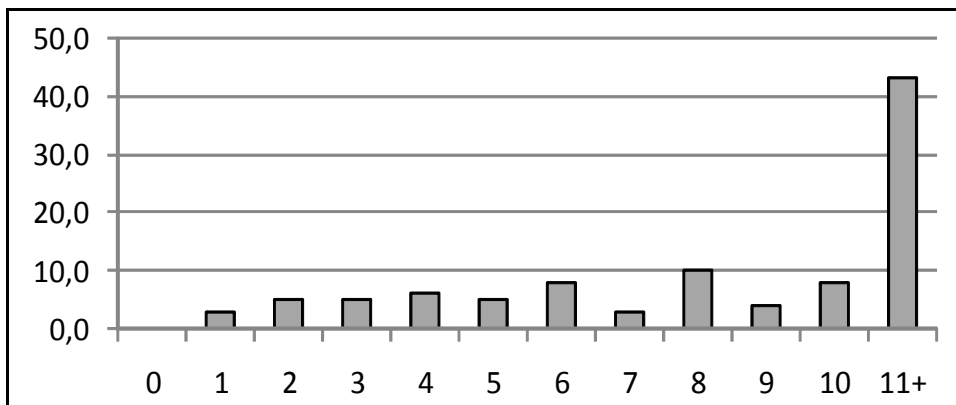


Abb. 12-59: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Cappel 1

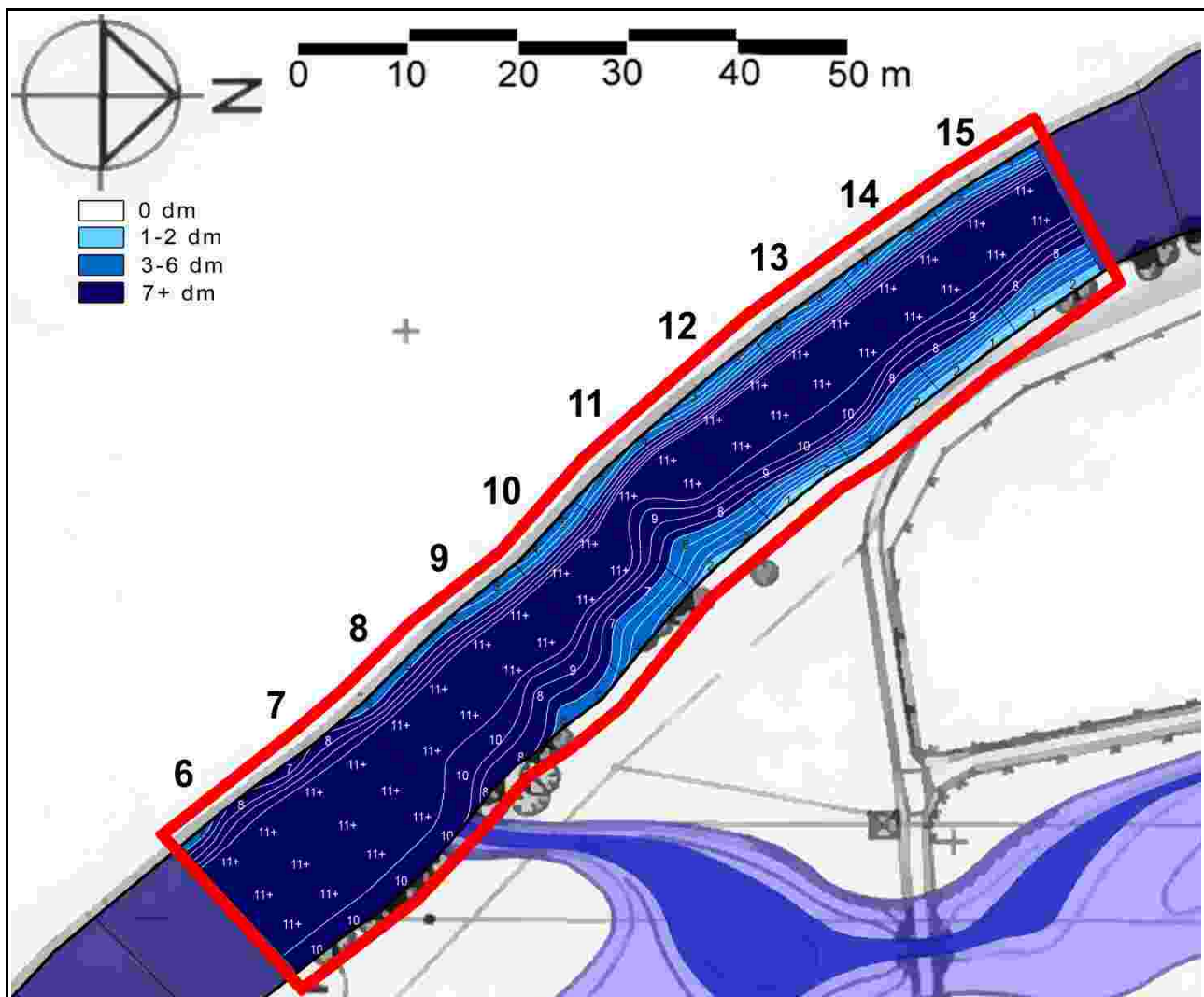


Abb. 12-60: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Die Dominanz der tiefen Bereiche zeigt sich besonders deutlich im Kartenbild (Abb. 12-60). Vor allem im unteren Teil des Untersuchungsabschnittes war das Gewässerbett 2006

selbst bei Niedrigwasser fast durchgängig tiefer als 60 cm und in der Gewässermitte tiefer als 110 cm. Im oberen Bereich des Abschnitts hingegen waren die Ufer deutlich flacher, fielen jedoch ebenfalls auf eine Wassertiefe von mehr als 110 cm ab, wobei der Prallhang trotz der geringen Strömungsgeschwindigkeit steiler war als der Gleithang. Der mittlere Teil des Abschnitts wies die größte Tiefenvarianz auf, war jedoch ebenfalls durch ein insgesamt sehr tiefes Bett gekennzeichnet.

Habitattypen

Die Morphologie des Abschnitts Cappel 1 war durch die Dominanz eines Substrattyps, einer Wassertiefenklasse sowie einer Strömungsklasse gekennzeichnet. Entsprechend monoton fiel auch die Habitattypenzusammensetzung des Abschnitts aus. Mit 62% dominierten die sandarmen Habitate mit wenig organischem Material (Typ Mso) klar vor den lehmreichen Schlammhabitaten mit viel organischem Material (Typ MCO) mit 35%. Die verbleibenden 3% wurden von den Typen MsO, Cno und CnO gebildet, die jeweils einmal vorkamen (Abb. 12-61). Damit bedeckten die schlammgeprägten Habitattypen mit 98% die allermeisten Messflächen, während die auenlehmgeprägten Habitate in 2% aller Messflächen vorgefunden wurden. Kies- oder sandgeprägte sowie anthropogene Habitate kamen 2006 in dem Abschnitt Cappel 1 nicht vor.

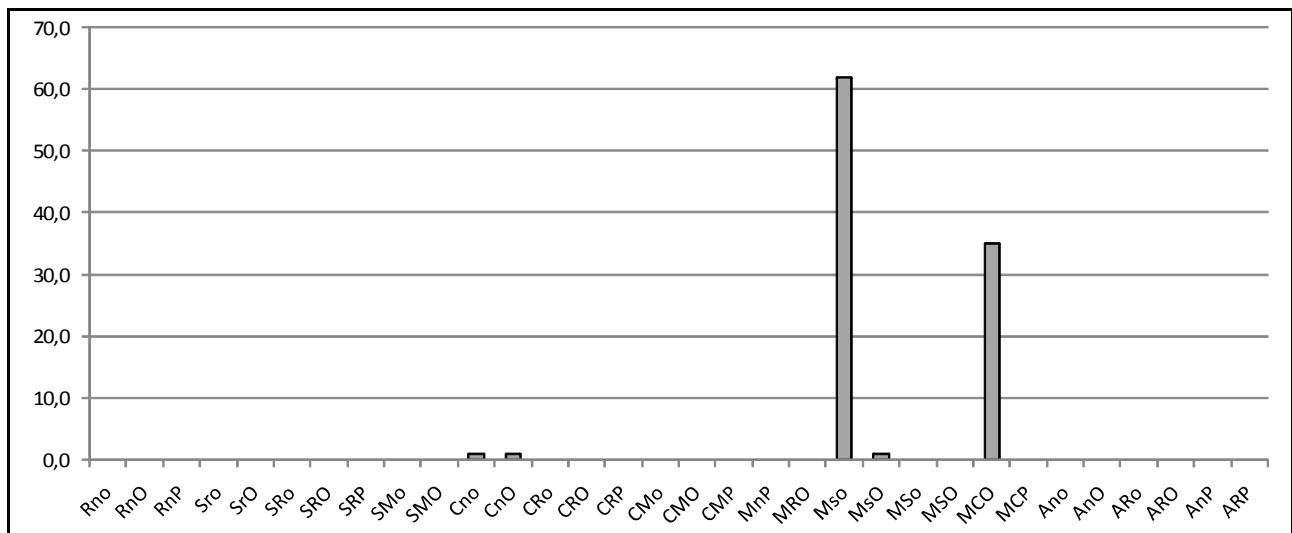


Abb. 12-61: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 1 (in %)

Wie auch in den anderen untersuchten Hauptlaufabschnitten der Lahn wurde auch im Abschnitt Cappel 1 der zentrale Teil des Gewässerbetts durch den häufigsten Typ dominiert während die seltener vertretenen Typen vor allem in Ufernähe zu finden waren (Abb. 12-62).

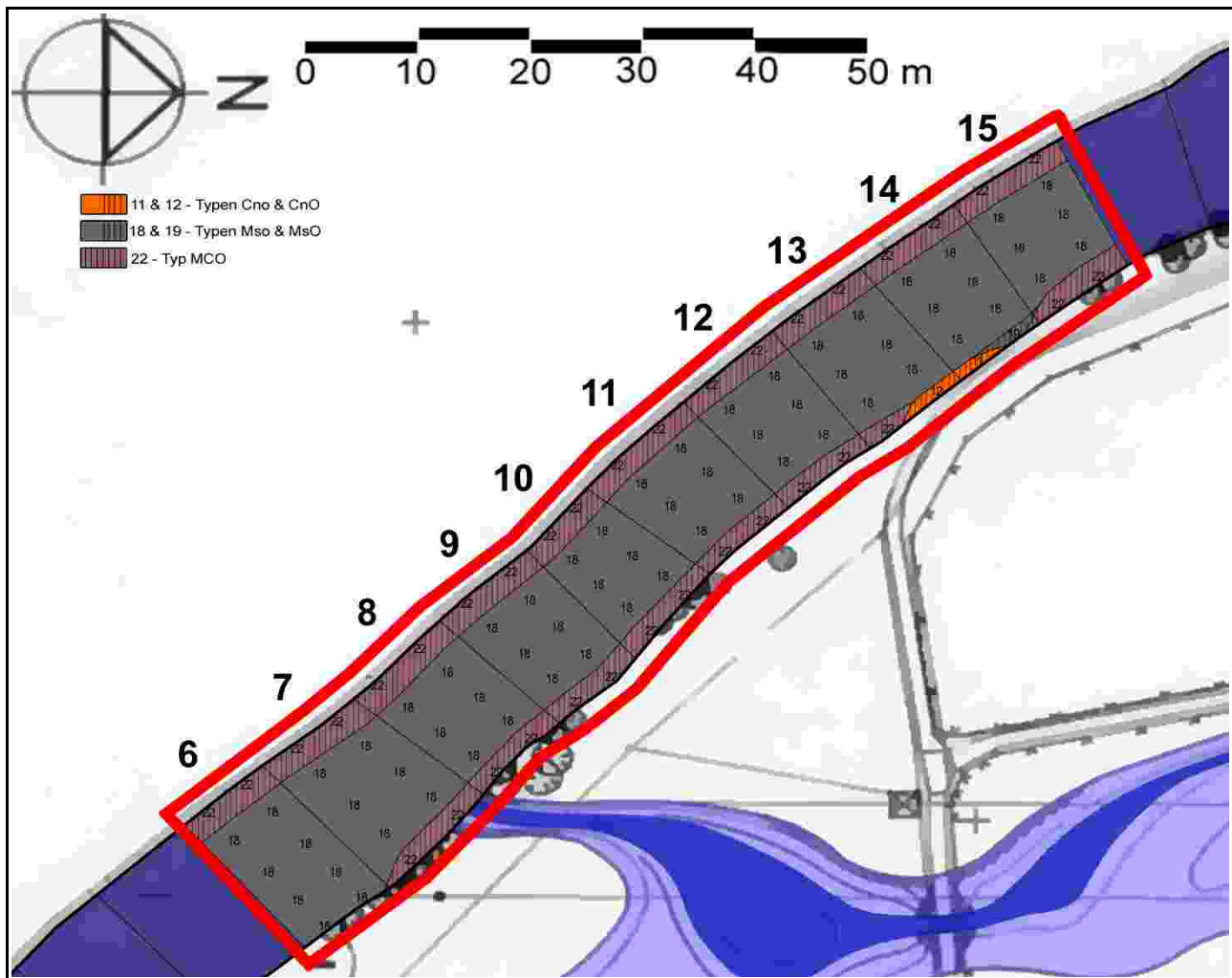


Abb. 12-62: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 1 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

12.3.1.2 Cappel 2

Im Abschnitt Cappel 2 wurden ebenfalls 100 Messflächen ausgewiesen und hinsichtlich ihrer Sohlsubstrate, zusätzlichen Gewässerbettstrukturen, der Wasserführung und der Habitatzusammensetzung kartiert.

Sohlsubstrate

Wie bereits in dem anderen Hauptlaufabschnitt des Gebietes „Cappeler Fischerwiese“ – Cappel 1 – wurde auch im Abschnitt Cappel 2 in allen Messflächen organischer Schlamm nachgewiesen. Mit 47,8% fiel der mittlere Deckungsgrad jedoch deutlich niedriger aus, wenngleich der Schlamm auch hier das dominante Substrat war. Anders als im Abschnitt Cappel 1 lag der Anteil grobkörniger Substrate im Abschnitt Cappel 2 deutlich höher. Das Technolithal nahm hierbei mit einer Häufigkeit von 43% und einem mittleren Deckungsgrad von 28,5% den größten Stellenwert ein, aber auch die Fraktionen des Akals und des Lithals waren vertreten (Abb. 12-63). Insgesamt fielen jedoch sowohl die Häufigkeiten als auch die Deckungsgrade der Grobsubstrate deutlich niedriger aus als es dem Gewässertyp 9.2 entspräche.

Auch hinsichtlich der Feinsedimente wurden deutliche Unterschiede zum Abschnitt Cappel 1 festgestellt. Der Anteil des Auenlehms war mit 3% (mittlerer Deckungsgrad 0,9%) vernachlässigbar gering, während der Sand mit 45% (mittlerer Deckungsgrad 6,4%) erheblich

größere Flächen bedeckte. Insgesamt erschien die Gewässersohle im Abschnitt Cappel 2 trotz einer flächendeckenden Schlammschicht stärker strukturiert und vielfältiger.

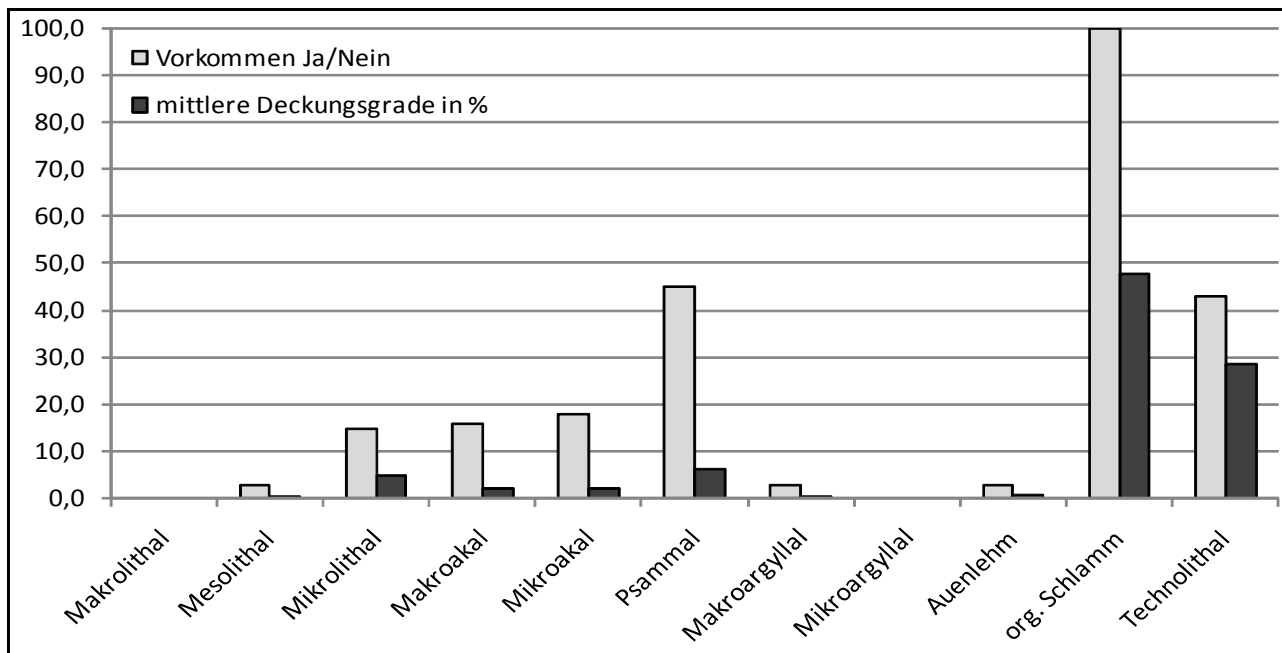


Abb. 12-63: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 2 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Wie bereits im Abschnitt Cappel 1 wurden auch im Abschnitt Cappel 2 die partikulären organischen Materialien (CPOM und FPOM) in allen Messflächen nachgewiesen (Abb. 12-64). Der mittlere Deckungsgrad des feinpartikulären Materials lag mit 30,5% unterhalb des Wertes für den Abschnitt Cappel 1, während deutlich mehr grobpartikuläres Material (Deckungsgrad ebenfalls 30,5%) als in dem anderen Hauptlaufabschnitt dieses Gebietes kartiert wurde. Der Anteil der lebenden Teile terrestrischer Pflanzen (Wurzeln) war ebenfalls deutlich höher, sowohl bei der Häufigkeit (35% statt 20%) als auch bezüglich des Deckungsgrades (14,0% statt 6,0%). Der Anteil des Totholzes hingegen lag im Abschnitt Cappel 2 mit einer Häufigkeit von 14% (statt 33%) und einem mittleren Deckungsgrad von 2,8% (statt 7,9%) sehr viel niedriger als im Abschnitt Cappel 1.

Zusätzlich zu diesen Strukturen, die in beiden Hauptlaufabschnitten des Gebietes „Cappeler Fischerwiese“ nachgewiesen wurden, kamen im Abschnitt Cappel 2 auch submerse Makrophyten der Gattung *Nuphar sp.* vor. Sie wurden in 14% aller Messflächen kartiert und wiesen einen mittleren Deckungsgrad von 6,3% auf. Wie bereits bei der Auswertung der Ergebnisse des Untersuchungsgebietes „Gisselberger Straße“ angeführt, gilt *Nuphar sp.* in Mittelgebirgsfließgewässern als Anzeiger für eine degradierte Gewässermorphologie (MEILINGER ET AL. 2003: 135 ff.) und weist vor allem auf eine anthropogen verringerte Strömungsgeschwindigkeit hin.

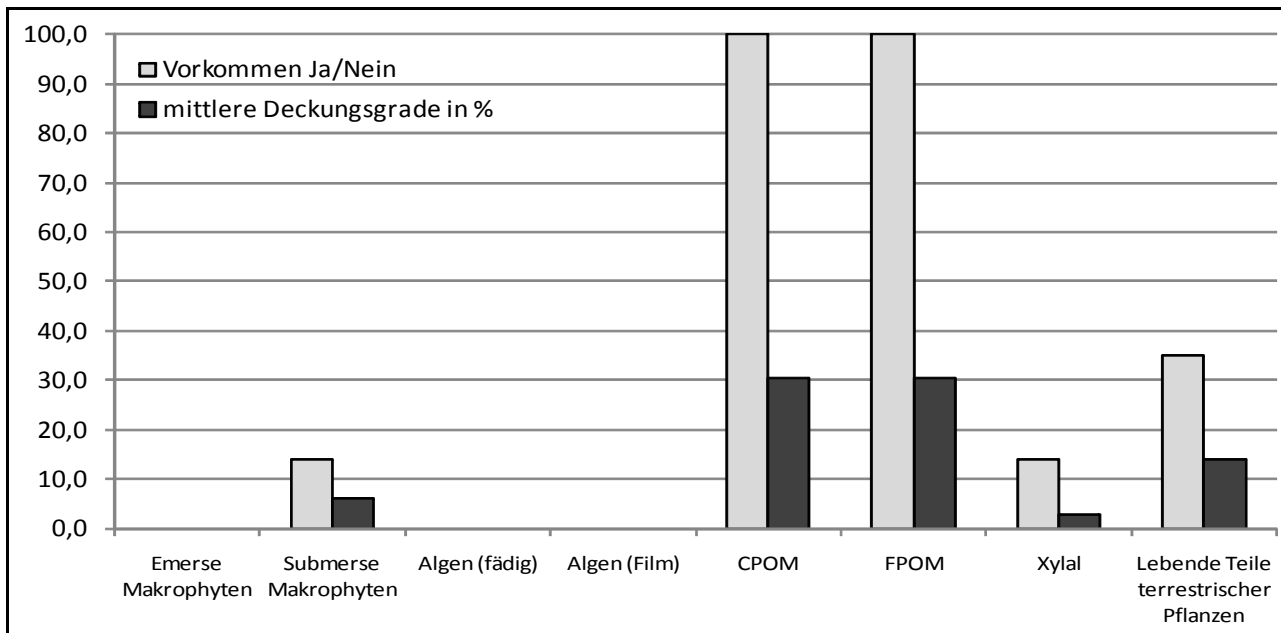


Abb. 12-64: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 2 (in %)

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe im Abschnitt Cappel 2 betrug 69 cm und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit 0,25 m/s. Wie schon im Abschnitt Cappel 1 war auch hier das Strömungsverhalten des gesamten Abschnitts einheitlich, hinsichtlich der Wassertiefe traten jedoch deutliche Unterschiede auf. Neben den sehr tiefen Bereichen sind vor allem die Wassertiefen von 40 und 80 cm besonders häufig kartiert worden (Abb. 12-65), was die geringere mittlere Wassertiefe erklärt.

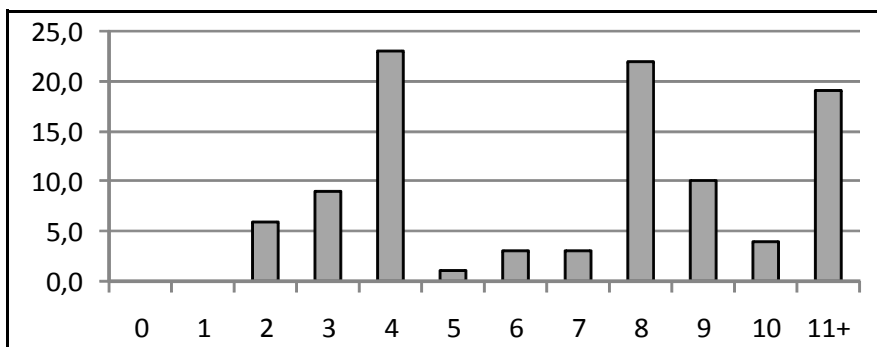


Abb. 12-65: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Cappel 2

Im Längsverlauf des Abschnitts war die Verteilung der tiefen und mitteltiefen Bereiche sehr einheitlich. Lediglich an den Stellen, an denen durch die Renaturierungsmaßnahme das linksseitige Ufer aufgebrochen wurde, zeigte sich eine stärkere Variabilität (Abb. 12-66). Insgesamt war das Sohlrelief weniger stark strukturiert als in allen anderen Untersuchungsabschnitten, allerdings fallen die Ufer weniger steil ab als im Abschnitt Cappel 1, was sich aufgrund des größeren Anteils flacherer Bereiche positiv auf die Lebensraumeignung auswirken könnte.

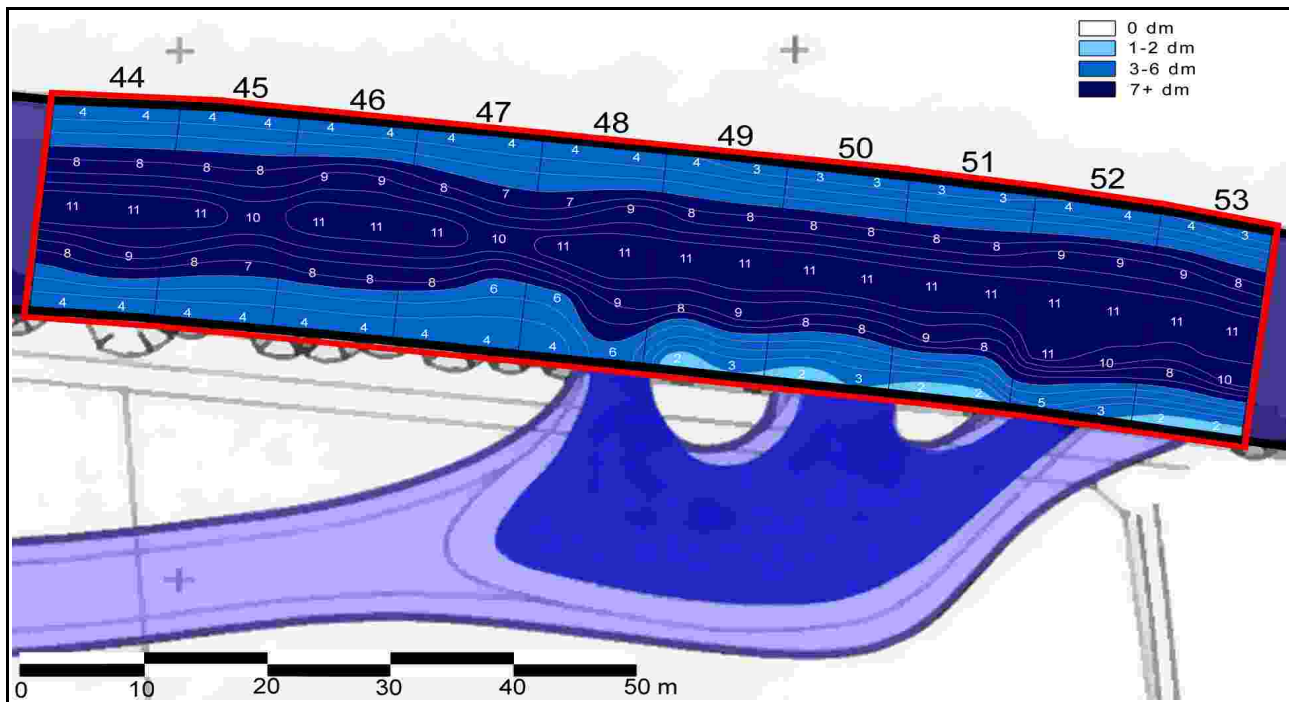


Abb. 12-66: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 2 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Habitattypen

Die stärkere Differenzierung der Sohlsubstrate, der organischen Strukturen und der Wassertiefe führten im Abschnitt Cappel 2 zur Ausbildung von neun Habitattypen und damit fast doppelt so vielen wie im benachbarten Hauptlaufabschnitt Cappel 1. Unter diesen dominierte der Typ MsO („sandarmer Schlamm mit viel organischem Material“) mit 47% deutlich, gefolgt vom Typ AnO („sedimentarme Blockschüttung mit viel organischem Material“) mit 25% (Abb. 12-67). Unter den weiteren Habitattypen waren die Typen Mso und ARP mit je 7% am häufigsten vertreten, alle weiteren Typen (ARO, MSO, SMO, RnO und RnP) wurden in höchstens 5% aller Messflächen ausgewiesen.

Damit charakterisierten schlammgeprägte Habitate die Mehrzahl aller Messflächen (57%). In 37% wurden anthropogene Habitate erfasst und je 3% entfielen auf die kies- und blockgeprägten sowie die sandgeprägten Habitate.

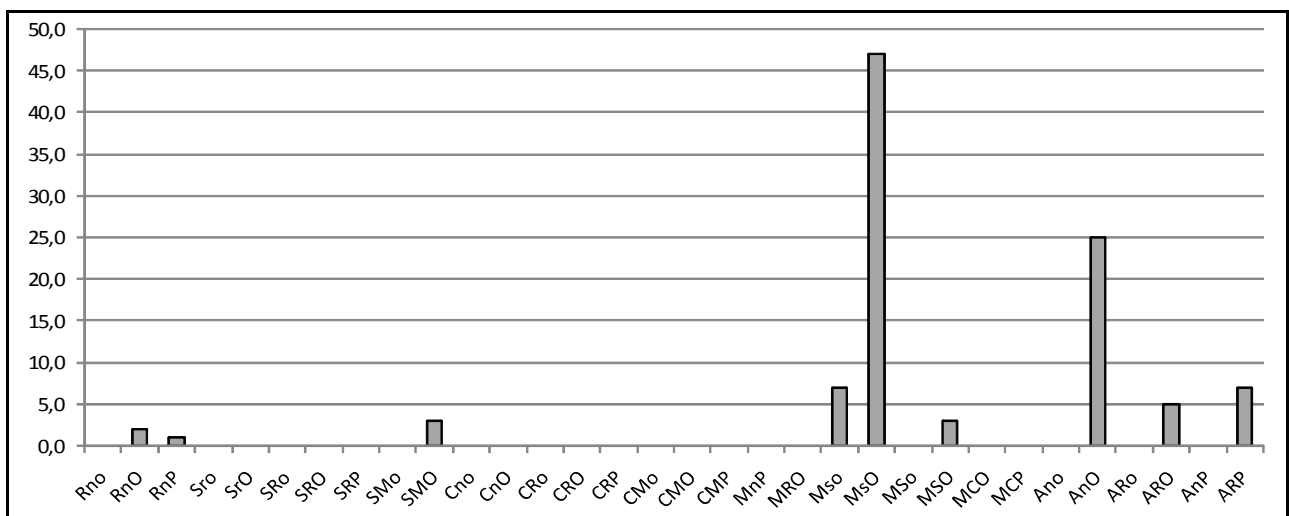


Abb. 12-67: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 2 (in %)

Wie schon in den übrigen Hauptlaufabschnitten wurde auch im Abschnitt Cappel 2 der Großteil der Gewässersohle durch den dominanten Habitattyp gebildet. Anders als in den übrigen Untersuchungsabschnitten war dies mit dem Typen MsO ein Typ, der reich an organischem Material (vor allem CPOM und FPOM) ist. Auch die meisten anderen Habitat-typen, die im Abschnitt Cappel 2 nachgewiesen wurden, sind durch einen hohen Anteil organischen Materials charakterisiert (vgl. schraffierte Fläche in Abb. 12-68). Dies hat zur Folge, dass dieser Abschnitt als einziger fast flächendeckend durch organisches Material gekennzeichnet war.

Beide Ufer sind größtenteils durch Blockschüttungen befestigt, die jedoch im linksseitigen Uferbereich eine höhere Vielfalt (u.a. durch Bestände von *Nuphar sp.*) aufwiesen und durch die Renaturierungsmaßnahme stellenweise durchbrochen wurden. Größere Sandanteile im oberen Bereich des Abschnitts vervollständigen die Habitattypenzusammensetzung.

Der Abschnitt Cappel 2 ist somit durch eine heterogenere Habitatausstattung gekennzeichnet als der benachbarte Hauptlaufabschnitt Cappel 1, obwohl er eine schlechtere Bewertung der Gewässerstrukturgüte erzielte.

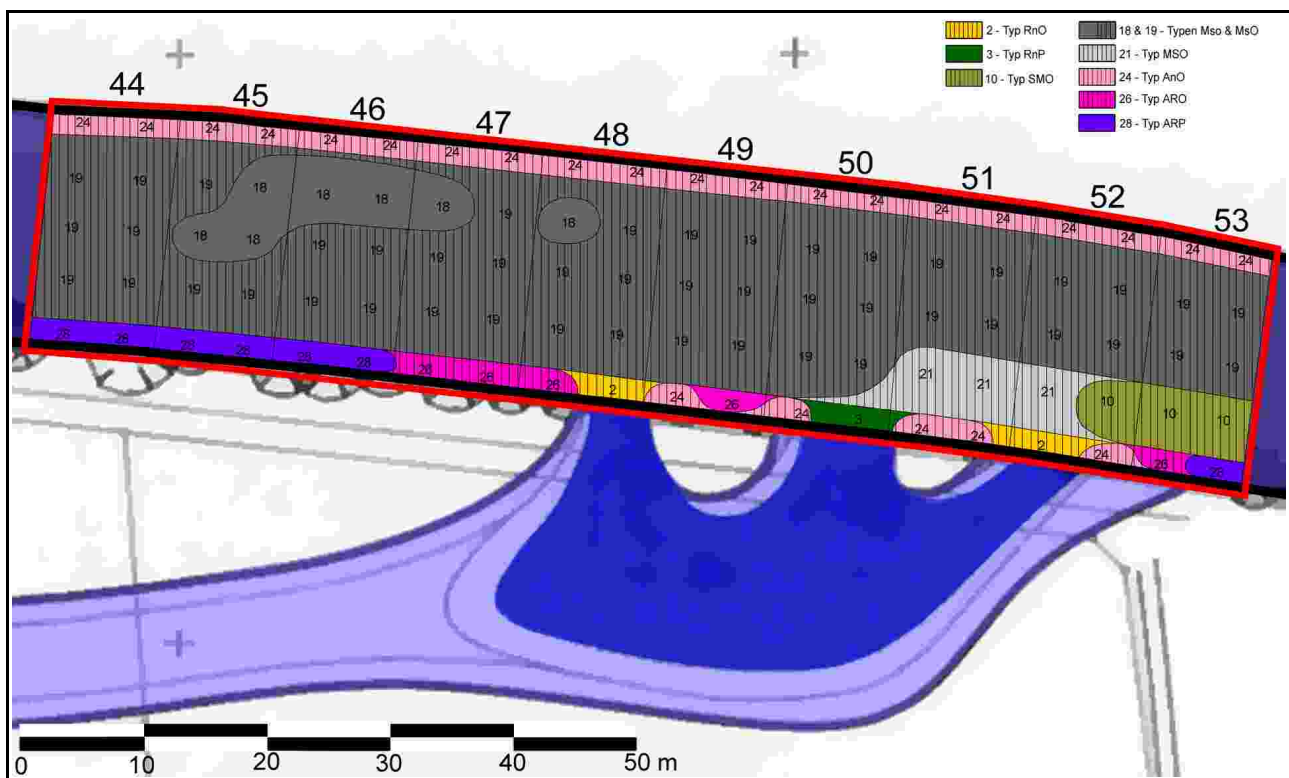


Abb. 12-68: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 2 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

12.3.1.3 Cappel 3

Der Abschnitt Cappel 3 liegt in dem 1997 renaturierten Teil des Seitenarms. Aufgrund der stark variablen Gewässerbreite wurden in dem 100 m langen Abschnitt insgesamt nur 74 Messflächen ausgewiesen.

Sohlsubstrate

Auch in dem renaturierten Seitenarm wirkte sich die Stauhaltung der Lahn durch das

Steinmühlwehr auf die Zusammensetzung der Sohlsubstrate aus. Der Anteil organischen Schlamms war mit 87,8% und einem mittleren Deckungsgrad von 40,7% deutlich höher als in den Seitenarmen des Gebietes „Auf der Weide“. Anders als in den Hauptlaufabschnitten des Gebietes „Cappeler Fischerwiese“ war jedoch nicht der organische Schlamm das häufigste Sohlsubstrat, sondern der Sand, der in allen Messflächen nachgewiesen wurde (Abb. 12-69). Mit zunehmendem Korndurchmesser nahm die Häufigkeit des Nachweises ab, doch selbst das Mesolithal wurde noch in 10,8% aller Messflächen vorgefunden.

Abgesehen von der großen Bedeutung des organischen Schlamms ähnelt die Zusammensetzung der Sohlsubstrate des Abschnitts Cappel 3 jener der renaturierten Seitenarmabschnitte Weide 3 und Weide 4, so dass von einer typischen Substratverteilung gesprochen werden kann.

Der geringe Anteil des Technolithals kommt durch ein Brückenbauwerk zu Stande, welches die Erreichbarkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen auf der Fischerwiese gewährleistet.

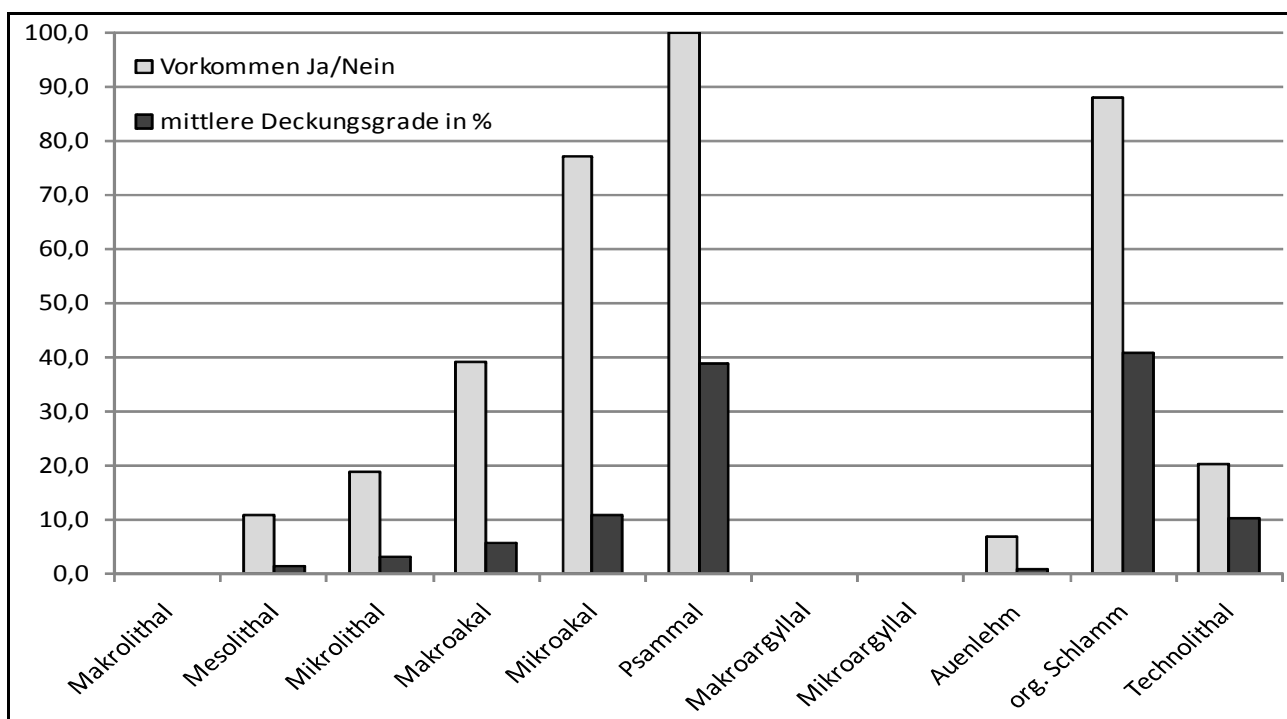


Abb. 12-69: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 3 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Anders als in den Hauptlaufabschnitten Cappel 1 und Cappel 2 war der Anteil der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen in dem renaturierten Seitenarm deutlich geringer. Am häufigsten wurden Algenfilme kartiert, die in 58,1% aller Messflächen vorkamen (Abb. 12-70), gefolgt von den partikulären organischen Materialien CPOM (54,1%) und FPOM (51,4%). Ebenfalls häufig kartiert wurden die lebenden Teile terrestrischer Pflanzen (33,8%) und die submersen Makrophyten (28,4%). Die emersen Makrophyten und fädigen Algen hingegen kamen nur selten und das Totholz überhaupt nicht in dem Abschnitt vor.

Die Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen lagen im Abschnitt Cappel 3 deutlich unter jenen der Hauptlaufabschnitte des gleichen Gebietes. Mit 9,6% waren wiederum die Algenfilme am stärksten vertreten, gefolgt von dem grobpartikulären (9,5%) und dem feinputikulären organischen Material (6,4%).

Damit war die Zusammensetzung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 3 hoch divers, die Gesamtmenge des organischen Materials jedoch sehr gering.

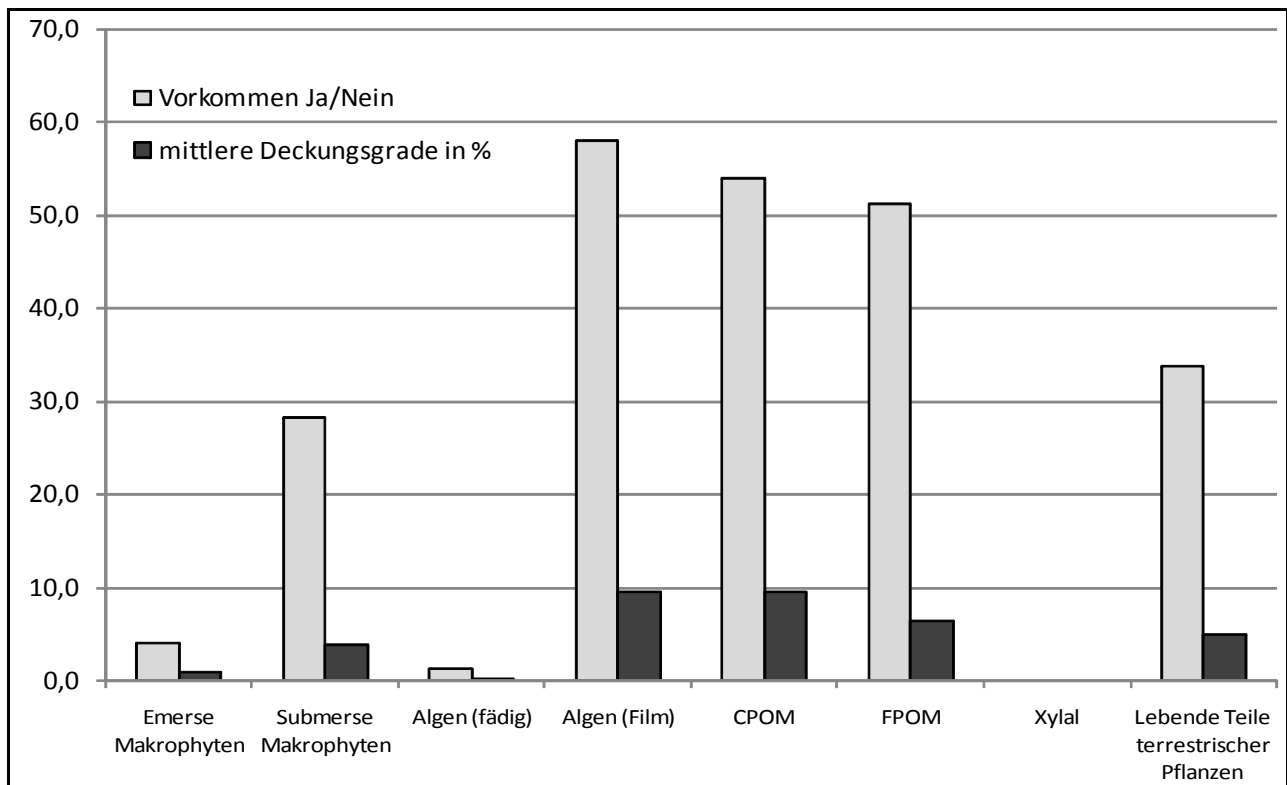


Abb. 12-70: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 3 (in %)

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe des Abschnitts Cappel 3 betrug 40 cm und lag damit im mittleren Bereich aller Untersuchungsabschnitte. Den größten Anteil nahmen die flachen Bereiche ein (31,1% aller Messflächen wiesen eine Tiefe von nicht mehr als 10 cm und 24,3% von nicht mehr als 20 cm auf), die die Tiefenverteilung damit klar dominierten (Abb. 12-71).

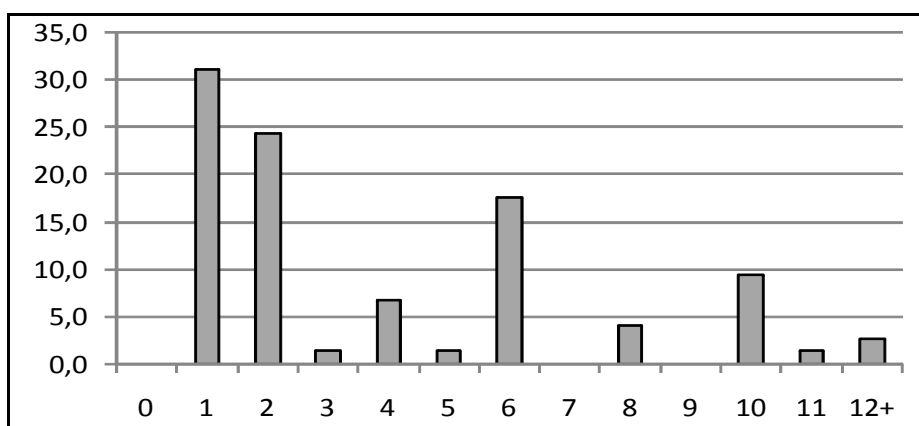


Abb. 12-71: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Cappel 3

Die mittleren und tiefen Bereiche waren deutlich seltener (27% und 17,6%), allerdings wurden sogar Flächen mit Wassertiefen von mindestens 120 cm erfasst. Die Vielfalt verschiedener Wassertiefen war demnach im Abschnitt Cappel 3 sehr groß.

Die Darstellung der Wassertiefe im Kartenbild (Abb. 12-72) zeigt, dass der Abschnitt ein auch räumlich hoch diverses Gewässerbett aufwies. Flache und schmale Bereiche waren ebenso vertreten wie breite und sehr tiefe Bereiche, was die Ausbildung vielfältiger Lebensräume begünstigte.

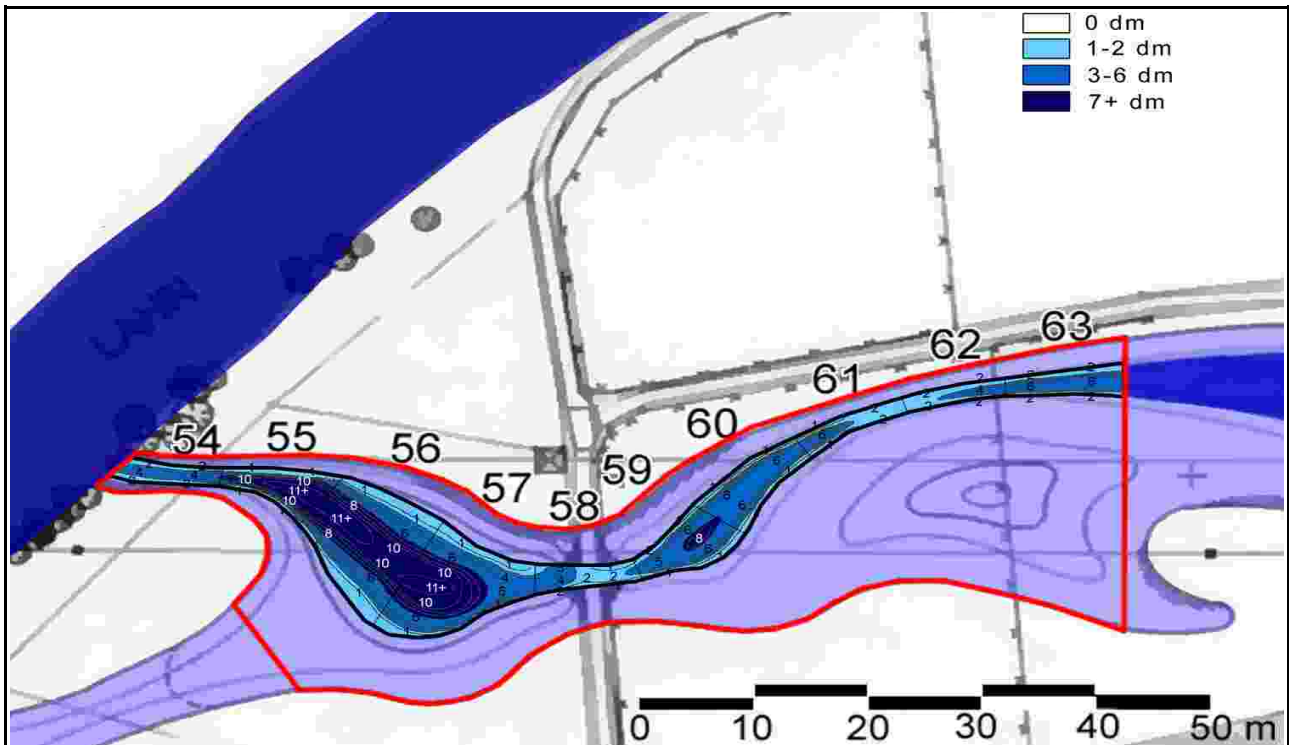


Abb. 12-72: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 3 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

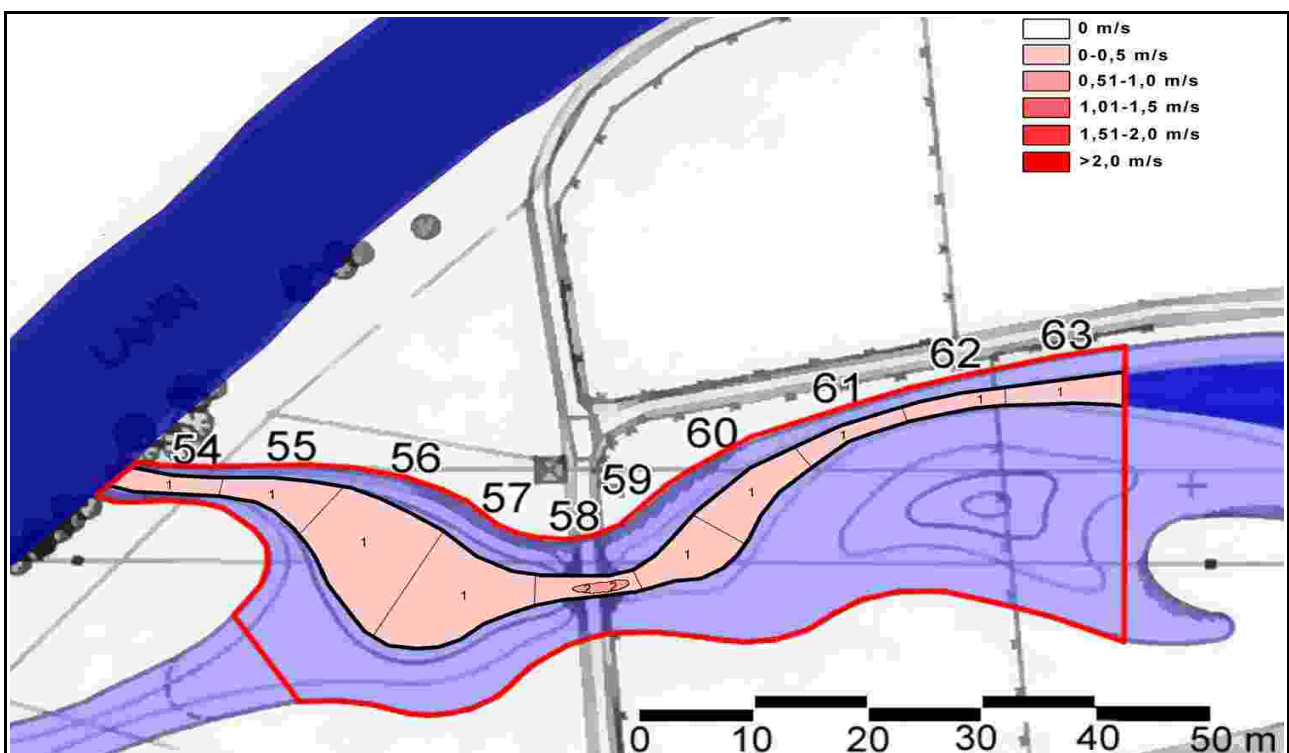


Abb. 12-73: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit im Abschnitt Cappel 3 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit war mit 0,26 m/s geringfügig größer als in den Hauptlaufabschnitten Cappel 1 und Cappel 2. Der minimal höhere Mittelwert kam durch das Brückenbauwerk zu Stande, welches durch einen stark verringerten Durchflussquerschnitt die Fließgeschwindigkeit lokal erhöhte (Abb. 12-73).

Habitattypen

Im Abschnitt Cappel 3 wurden 11 Habitattypen nachgewiesen und damit mehr als in den Hauptlaufabschnitten des Untersuchungsgebietes. Stärker noch als bezüglich der Quantität unterschied sich der renaturierte Abschnitt jedoch hinsichtlich der Qualität der Habitattypen. Wie auch im Gebiet „Auf der Weide“ wies der Seitenarm größtenteils gänzlich andere Habitattypen als der Hauptlauf der Lahn auf und trug somit maßgeblich zur Habitatvielfalt des Gewässers bei.

Den größten Anteil nahmen, wie auch in den Seitenarmen des Gebietes „Auf der Weide“ die sandgeprägten Habitattypen ein (insgesamt 55,4%) und wie in jenem Gebiet war die Dominanz des häufigsten Typs deutlich geringer als die Dominanz des häufigsten Typs der Hauptlaufabschnitte. Mit 37,8% wurde der Typ SMO („schlammgeprägter Sand mit wenig organischem Material“) am häufigsten nachgewiesen (Abb. 12-74). Auch die Typen Mso und MSo, die in 18,9% und 13,5% aller Messflächen ausgewiesen wurden, spiegeln den rückstaubedingten hohen Schlammanteil wider.

Alle weiteren Habitattypen wurden in jeweils weniger als 10% der Messflächen kartiert und wiesen größtenteils kiesige Komponenten auf (SRO, SRO, SRP, ARO). Es wurden jedoch keine von Kiesen oder Blöcken dominierten Habitate ausgewiesen und auch auenlehmgeprägte Habitate wurden nicht erfasst.

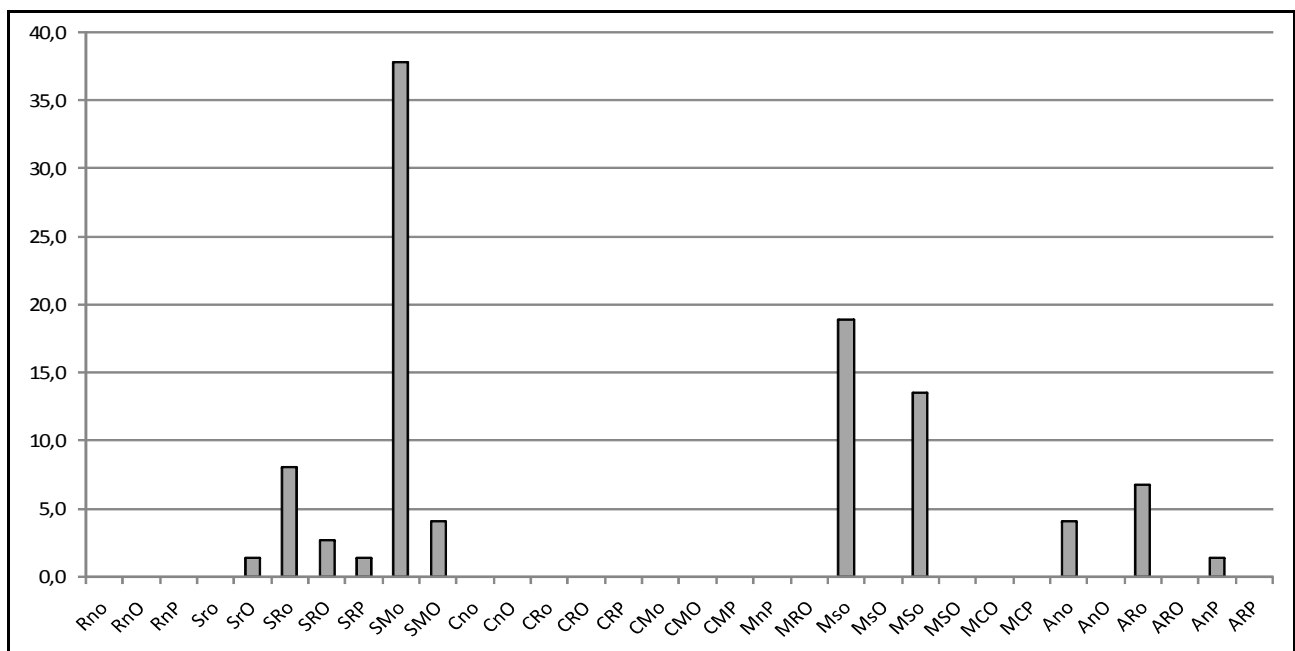


Abb. 12-74: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 3 (in %)

Die räumliche Verteilung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 3 führte zu einer Unterteilung des Abschnitts in vier Bereiche (Abb. 12-75). Im oberen Teil des Abschnitts, der durch ein sehr schmales Gewässerbett und flächendeckende Gehölzbestände gekennzeichnet war, wurden vor allem Sand und organischer Schlamm nachgewiesen (Typen SMO und Mso).

Der Bereich vor und hinter der Brücke wurde durch anthropogene Habitate dominiert

(Typen ARo und Ano). Unterhalb der Brücke schloss sich ein deutlich sanddominierter Teil an und den unteren Abschluss des Abschnitts bildete wiederum ein schlammgeprägter Bereich.

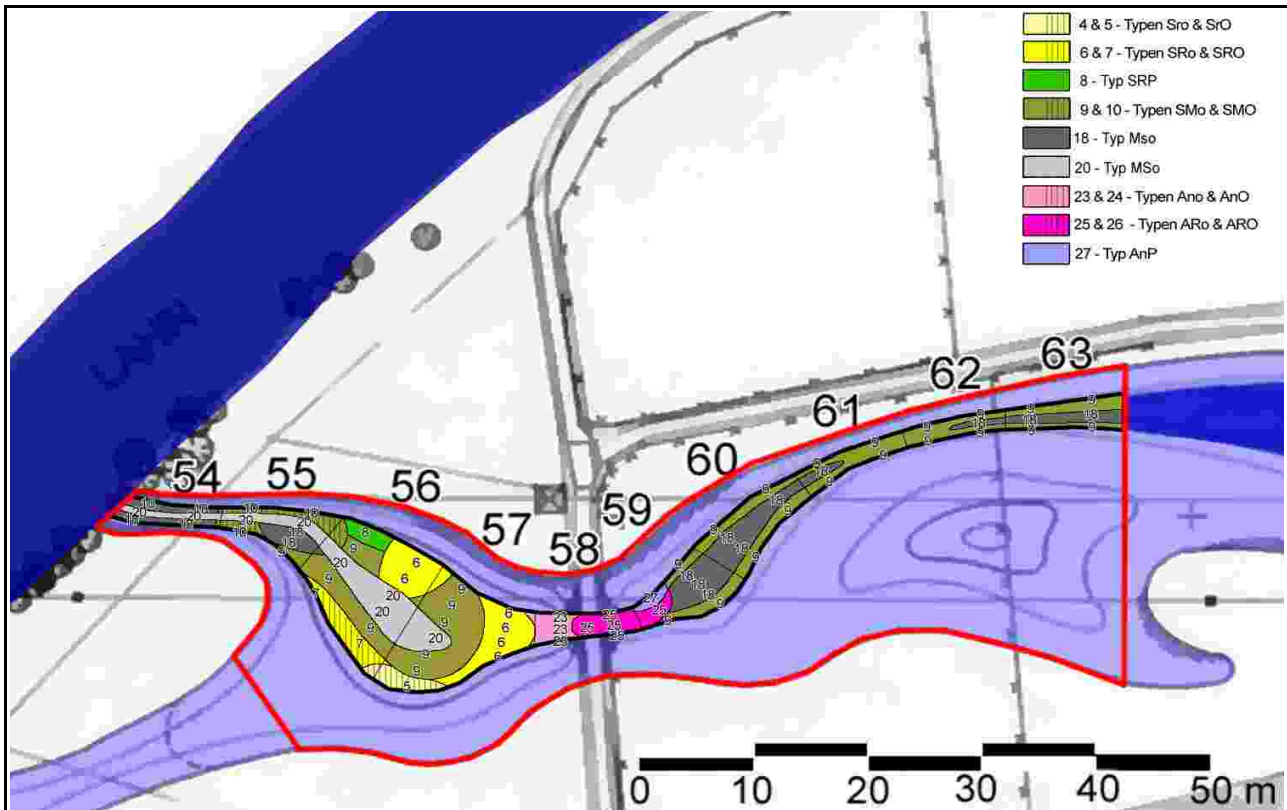


Abb. 12-75: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 3 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

12.3.1.4 Cappel 4

In dem erst Ende 2005 renaturierten Seitenarmabschnitt Cappel 4 konnten 91 Messflächen ausgewiesen und nach dem TRiSha-Verfahren kartiert werden.

Sohlsubstrate

Die Gewässersohle des Abschnitts Cappel 4 wurde erst ein halbes Jahr vor der Durchführung der Kartierung durch das Abschieben und Ausbaggern des Oberbodens angelegt und befand sich daher noch in einem sehr frühen Zustand der eigendynamischen Entwicklung. Dies spiegelt sich in der Zusammensetzung der Sohlsubstrate wider. Der Auenlehm wurde in allen 91 Messflächen nachgewiesen und wies einen mittleren Deckungsgrad von 66,3% auf (Abb. 12-76). Ein so hoher Anteil konnte in keinem anderen Untersuchungsabschnitt festgestellt werden.

Der Organische Schlamm und der Sand wurden ähnlich häufig erfasst wie der Auenlehm (97,8% und 96,7%), wiesen jedoch deutlich niedrigere Deckungsgrade auf (32,1% und 12,4%).

Die gröberen Substrate waren hingegen nur selten und mit Deckungsgraden von weniger als 10% vertreten.

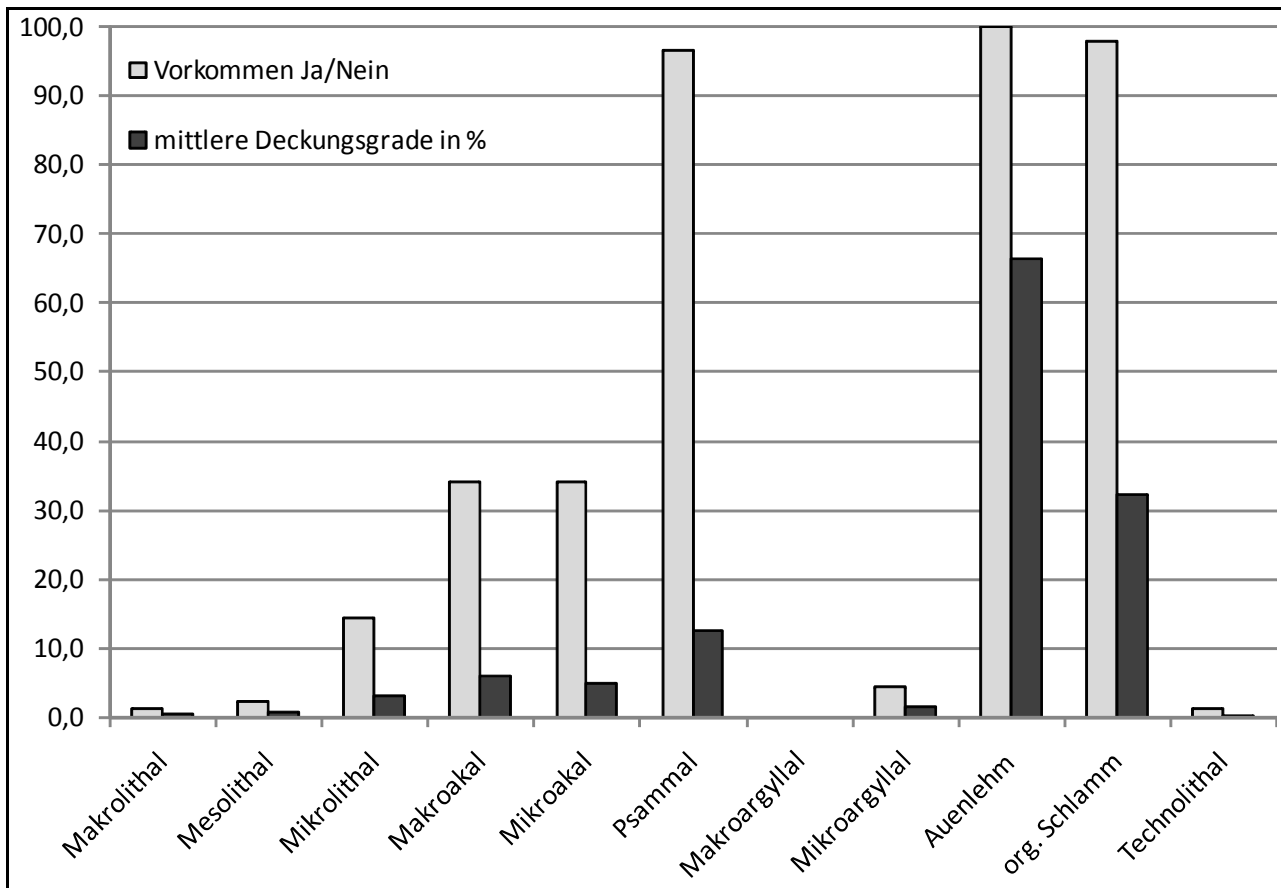


Abb. 12-76: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der Sohlsubstrate im Abschnitt Cappel 4 (in %)

Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Unter den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen wurde das feinpartikuläre organische Material am häufigsten nachgewiesen, gefolgt von dem grobpartikulären organischen Material (Abb. 12-77). Alle übrigen Strukturelemente wurden in nur sehr geringem Umfang festgestellt und die Deckungsgrade für alle Strukturen waren so gering wie in keinem anderen Abschnitt. Dies ist ein deutliches Anzeichen der noch nicht sehr fortgeschrittenen Sukzession.

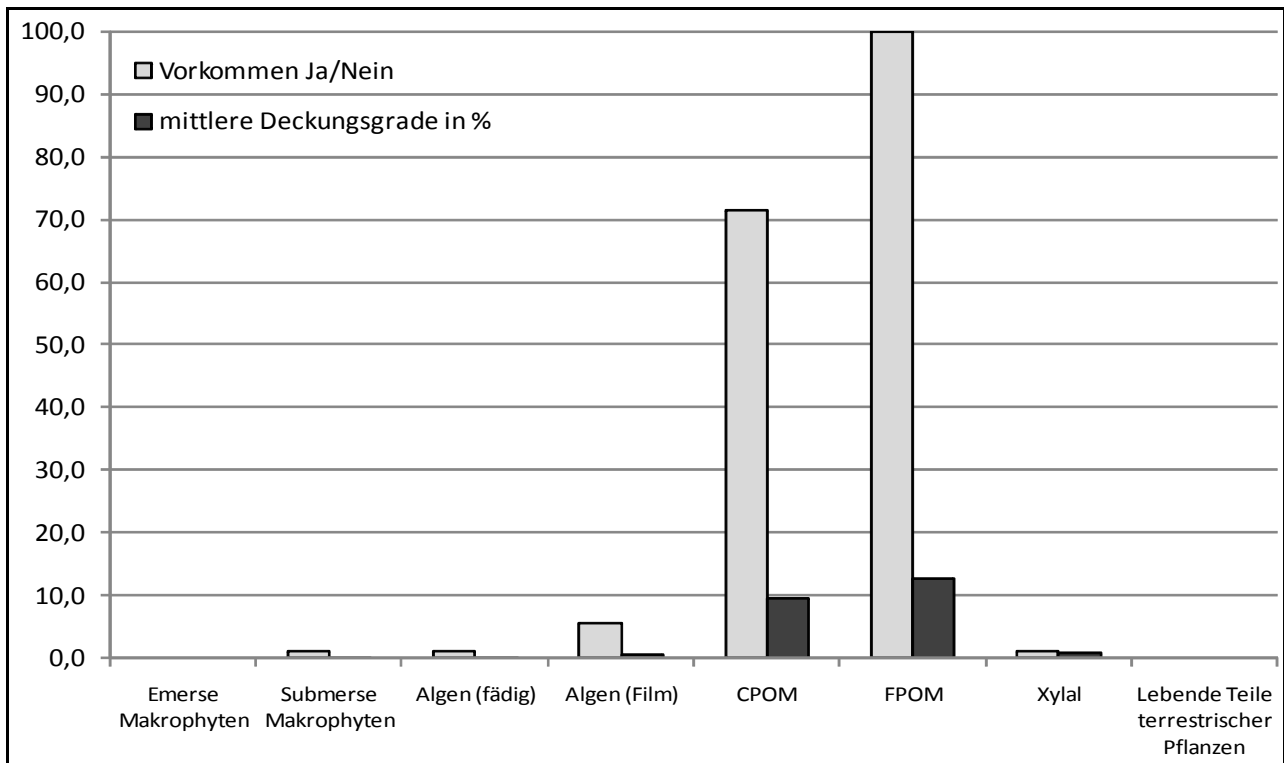


Abb. 12-77: Häufigkeit des Vorkommens und mittlere Deckungsgrade der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Abschnitt Cappel 4 (in %)

Wasserführung

Die mittlere Wassertiefe des Abschnitts Cappel 4 betrug 45 cm und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit 0,24 m/s. Vier Messflächen führten zum Zeitpunkt der Kartierung kein Wasser, in allen übrigen Flächen wurde eine gleichmäßig geringe Strömung erfasst, die wie in den anderen Abschnitten des Gebietes „Cappeler Fischerwiese“ auf den Rückstau des Steinmühlwehres zurückzuführen war.

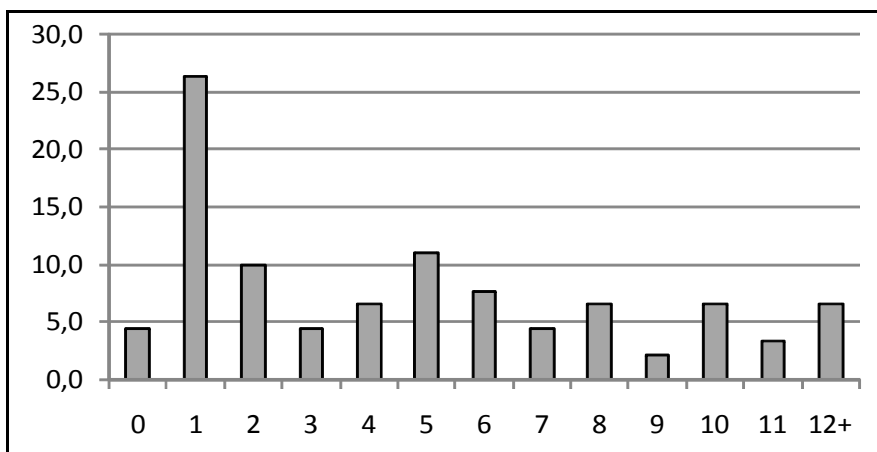


Abb. 12-78: Relative Häufigkeit (in %) der Wassertiefe (in Dezimetern) im Abschnitt Cappel 4

Unter den Wassertiefenkategorien dominierten die sehr flachen Bereiche (10 cm Wassertiefe) mit 26,4% (Abb. 12-78), während alle anderen Kategorien deutlich seltener nachgewiesen wurden. Ähnlich wie im Abschnitt Cappel 3 waren auch hier alle Wassertiefenkategorien vertreten und die Bereiche mittlerer und großer Tiefe wurden gleich häufig erfasst (je 29,7%).

Betrachtet man die räumliche Verteilung der Wassertiefe, so zeigt sich statt der in den Häufigkeitsklassen beobachteten Dominanz der sehr flachen Bereiche ein sehr ausgewogenes und vielfältiges Tiefenprofil (Abb. 12-79). Weite Teile des Untersuchungsabschnitts waren durch Wassertiefen von weniger als 60 cm charakterisiert, es wurden jedoch auch größere Areale von durchgängig großer Wassertiefe kartiert. Bereiche mit besonders flachen Ufern (z.B. die Kartierabschnitte C80, C83, C86 und C87) und Bereiche mit steil abfallenden Ufern (z.B. die Kartierabschnitte C81, C82 und C85) wechselten sich ab und vergrößerten somit die strukturelle Vielfalt der Gewässersohle im Abschnitt Cappel 4.

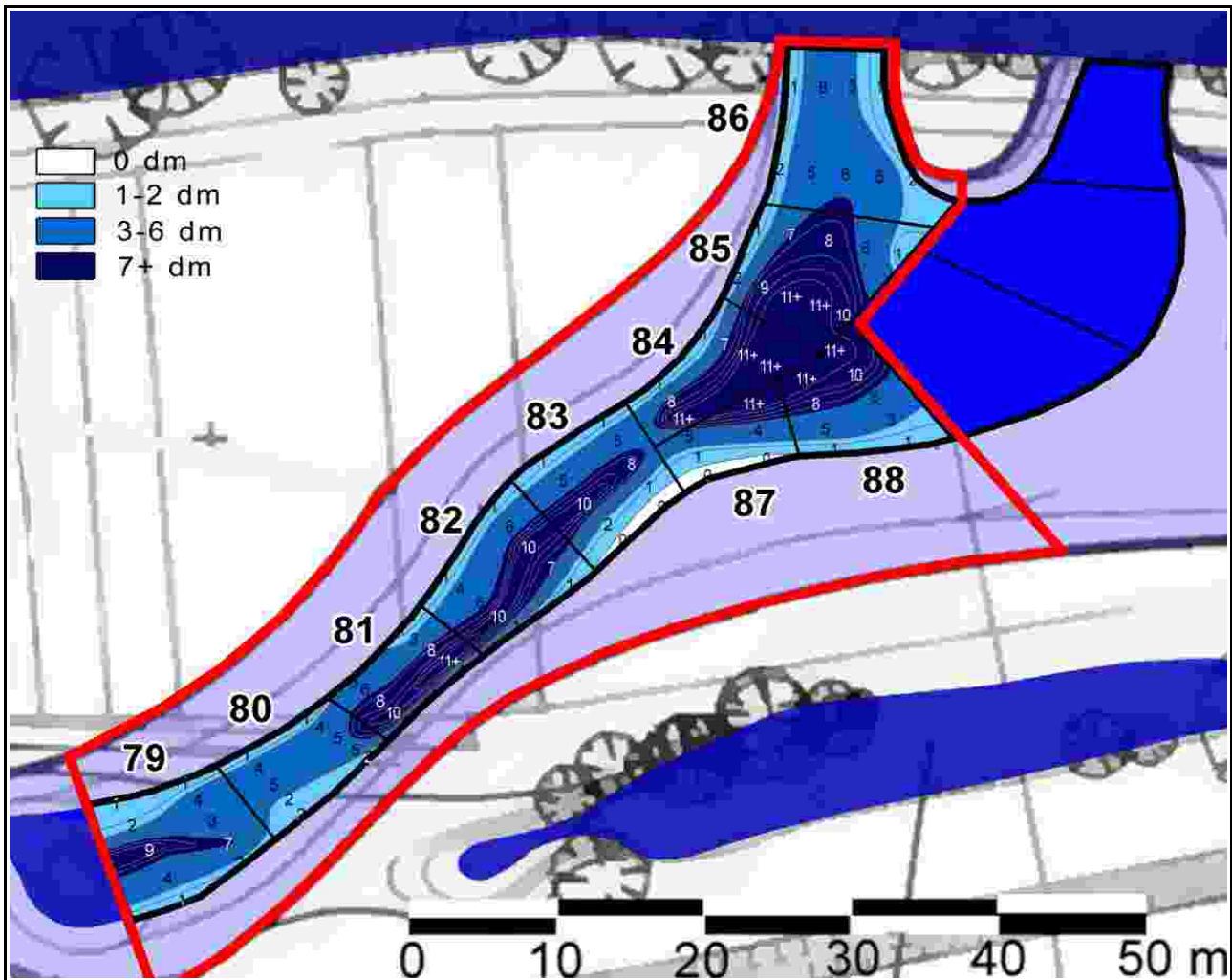


Abb. 12-79: Darstellung der Wassertiefe im Abschnitt Cappel 4 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

Habitattypen

Aufgrund der kurzen Entwicklungszeit war nicht zu erwarten, dass der Abschnitt Cappel 4 im Jahre 2006 eine große Habitatvielfalt aufweisen würde. Dementsprechend überrascht es nicht, dass nur fünf Habitattypen ausgewiesen wurden. Der Zusammensetzung der Sohlsubstrate folgend ist der Habitattyp CMo („schlammreicher Auenlehm mit wenig organischem Material“) am häufigsten kartiert worden (69,2%) (Abb. 12-80). Der Typ CRo („Kiesreicher Auenlehm mit wenig organischem Material“) konnte in 22% aller Messflächen nachgewiesen werden, während die Typen Cno, CMO und Rno nur sehr selten kartiert wurden (4,4%, 3,3% und 1,1%). Die auenlehmgeprägten Habitate charakterisierten damit 98,9% aller Messflächen, während die verbleibenden 1,1% auf die kies- und blockgepräg-

ten Habitate entfielen.

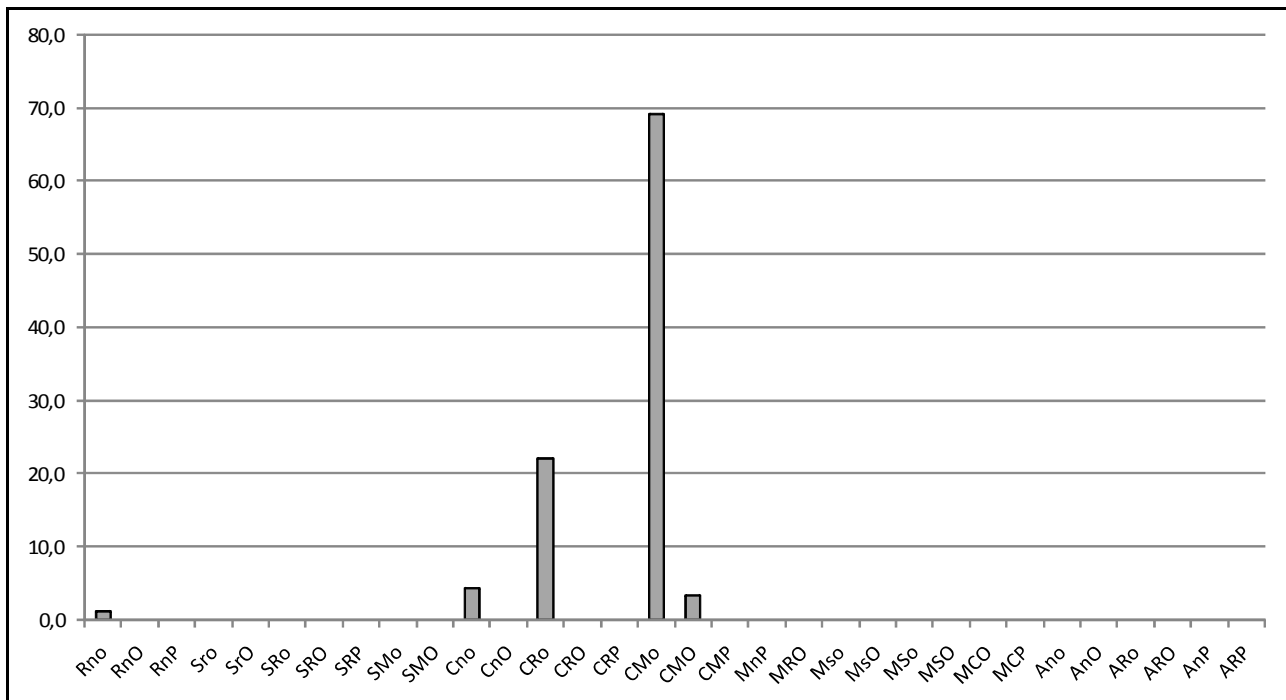


Abb. 12-80: Relative Häufigkeit der Habitattypen im Gebiet Cappel 4 (in %)

Das Gewässerbett des Abschnitts Cappel 4 wird auch im Kartenbild fast durchweg durch schlammgeprägten Auenlehm (Typ CMo) charakterisiert (Abb. 12-81). Eingebettet in diesen Habitattyp finden sich immer wieder Bereiche, in denen der Schlammanteil deutlich geringer ausfällt und eine stärkere Kieskomponente (Typ CRO) zum Tragen kommt. Reine Auenlehmgebiete (Typ Cno) wurden vereinzelt in den Uferbereichen vorgefunden, ebenso wie reine Kiesflächen, die an nur einer Stelle nachgewiesen werden konnten.

Auffällig ist der geringe Anteil von Habitaten, die durch zusätzliche organische Strukturen geprägt sind, was auf das geringe Alter des Abschnitts zurückzuführen ist. In den Uferbereichen existierten 2006 noch keine nennenswerten Gehölzbestände, die zu einem erhöhten Eintrag partikulären organischen Materials führen könnten.

Insgesamt war die Habitatstruktur des Abschnitts Cappel 4 deutlich heterogener und kleinteiliger strukturiert als die der benachbarten Hauptlaufabschnitte Cappel 1 und Cappel 2. Berücksichtigt man die kurze Zeit, die zwischen der Durchführung der Renaturierungsmaßnahme im Jahr 2005 und der ersten Kartierung im Jahr 2006 lag, so kann davon ausgegangen werden, dass die Habitatvielfalt und die Heterogenität des Abschnitts noch weiter zunehmen werden.

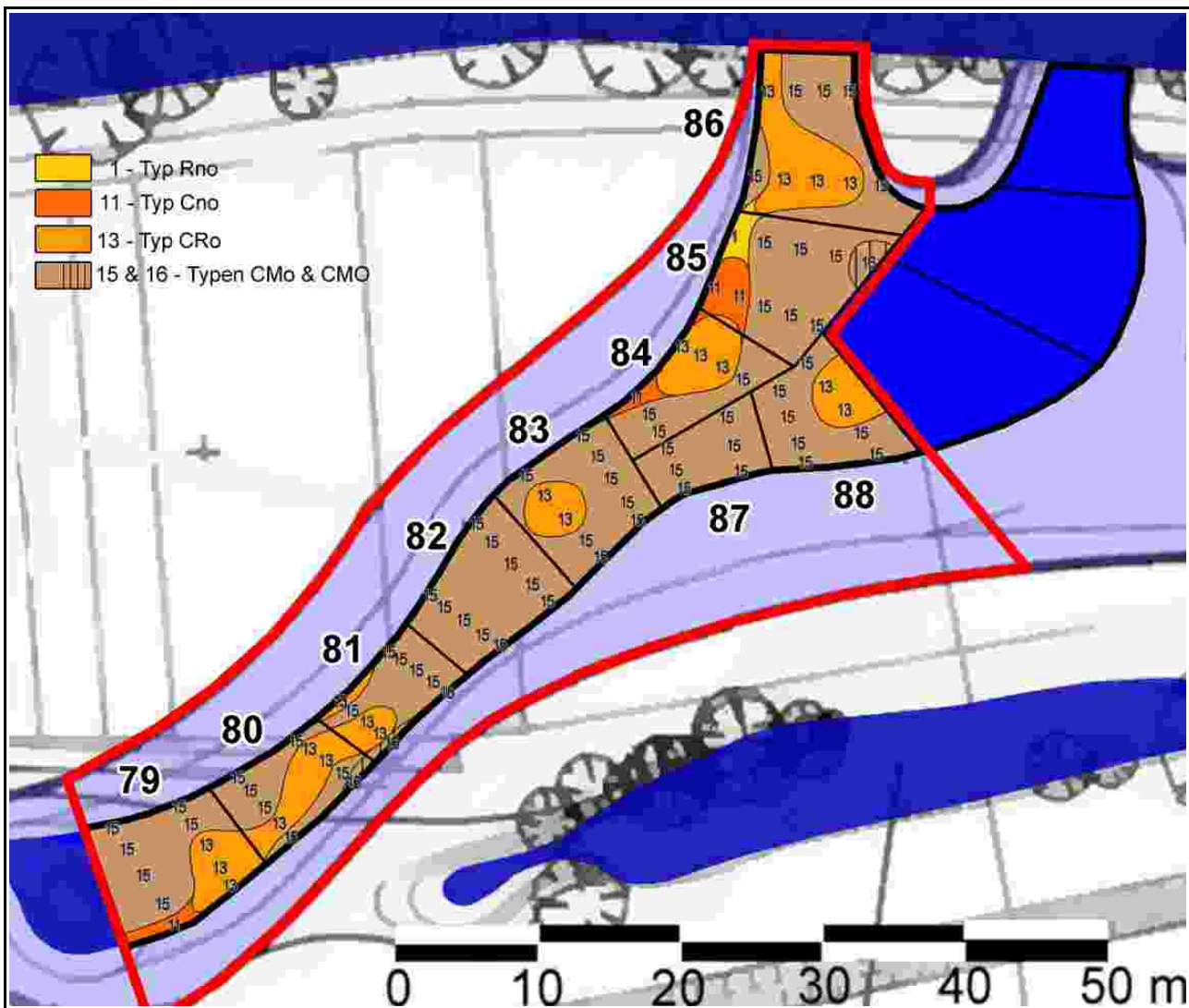


Abb. 12-81: Darstellung der Habitattypen im Abschnitt Cappel 4 (eigene Darstellung; Kartengrundlage: ICON ING.-BÜRO H. WEBLER 2003)

12.3.1.5 Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ ist sehr stark durch den Rückstau des Steinmühlwehres geprägt. Alle vier Untersuchungsabschnitte wiesen eine nur geringe Strömungsgeschwindigkeit auf und die Gewässersohle des gesamten Gebietes wurde von Feinsedimenten dominiert. In den beiden Hauptlaufabschnitten bestimmte hierbei der organische Schlamm die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen sehr deutlich, während in den renaturierten Seitenarmen Sand und Auenlehm eine größere Rolle spielten. Die gewässertypspezifischen Grobsubstrate wurden im Zuge der Kartierung nur selten vorgefunden, wobei zu vermuten ist, dass sie vor allem im Hauptlauf der Lahn vorhanden sind, jedoch durch erhebliche Feinsedimentauflagen überdeckt werden.

Die Hauptlaufabschnitte waren besonders strukturarm und können als vollständig degradiert angesehen werden. Die Seitenarmabschnitte hingegen wiesen eine vergleichsweise große Struktur- und Habitatvielfalt auf, die durchaus als gewässertypspezifisch angesehen werden kann. Vor allem der Abschnitt Cappel 3 wies nach neun Jahren der eigendynamischen Entwicklung eine hoch diverse Gewässersohle auf. Es kann vermutet werden, dass der Abschnitt Cappel 4 nach einer vergleichbaren Entwicklungszeit ähnlich hochwertig ausgestattet sein könnte. Die Renaturierungsmaßnahmen im Gebiet der „Cappeler

Fischerwiese“ haben somit zu einer strukturellen Aufwertung der Lahn geführt. Während in den beiden Hauptlaufabschnitten zusammen 12 Habitattypen nachgewiesen wurden, waren es in den beiden Seitenarmabschnitten 16. Insgesamt konnten in dem Untersuchungsgebiet 25 Habitattypen erfasst werden. Dies bedeutet, dass 13 Typen ausschließlich in den renaturierten Seitenarmabschnitten kartiert wurden und die Habitatvielfalt durch die Renaturierung mehr als verdoppelt werden konnte.

12.3.2 Kartierung 2008

Analog zu der erneuten Kartierung der Untersuchungsgebiete „Auf der Weide“ und „Giselberger Straße“ wurde auch im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ im Frühjahr 2008 eine wiederholte Kartierung der Gewässerbettmorphologie nach dem TRiSHa-Verfahren durchgeführt. Dies ermöglichte die Evaluierung der eigendynamischen Gewässerentwicklung in den renaturierten Seitenarmabschnitten Cappel 3 und Cappel 4 und damit einen Einblick in den Entwicklungszustand der durchgeführten Maßnahmen 11 und 3 Jahre nach Durchführung der Renaturierungen. Vor allem die Betrachtung des 2005 renaturierten Abschnitts Cappel 4 ermöglichte die Dokumentation der initialen Ausdifferenzierung eines neu geschaffenen Gewässerabschnittes in den ersten Jahren.

Wie schon in den beiden anderen Untersuchungsgebieten werden auch im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ die Sohlsubstrate, die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen, die Wasserführung und die Habitattypenverteilung nacheinander erörtert und den Ergebnissen der 2006er Kartierung gegenüber gestellt.

12.3.2.1 Sohlsubstrate

Die Zusammensetzung der Sohlsubstrate änderte sich in den zwei Jahren zwischen 2006 und 2008 nur in dem 2005 renaturierten Seitenarmabschnitt Cappel 4.

In diesem Bereich nahm der mittlere Deckungsgrad des organischen Schlammes deutlich zu (von 32,1 auf 40,9%) und überdeckte den Auenlehm (von 66,3 auf 58,5%), aber auch das Makroakal und das Mikrolithal wiesen leichte Rückgänge auf (Abb. 12-82). Damit näherte sich der Deckungsgrad des organischen Schlammes an jene Werte an, die auch für die übrigen Abschnitte dieses stauregulierten Untersuchungsgebietes typisch sind.

Insgesamt ist die Sohlsubstratzusammensetzung des Gebietes „Cappeler Fischerwiese“ als statisch einzuordnen, was in der Stauregulierung durch das unterhalb gelegene Wehr und die damit einhergehende verringerte Strömungsgeschwindigkeit begründet liegt.

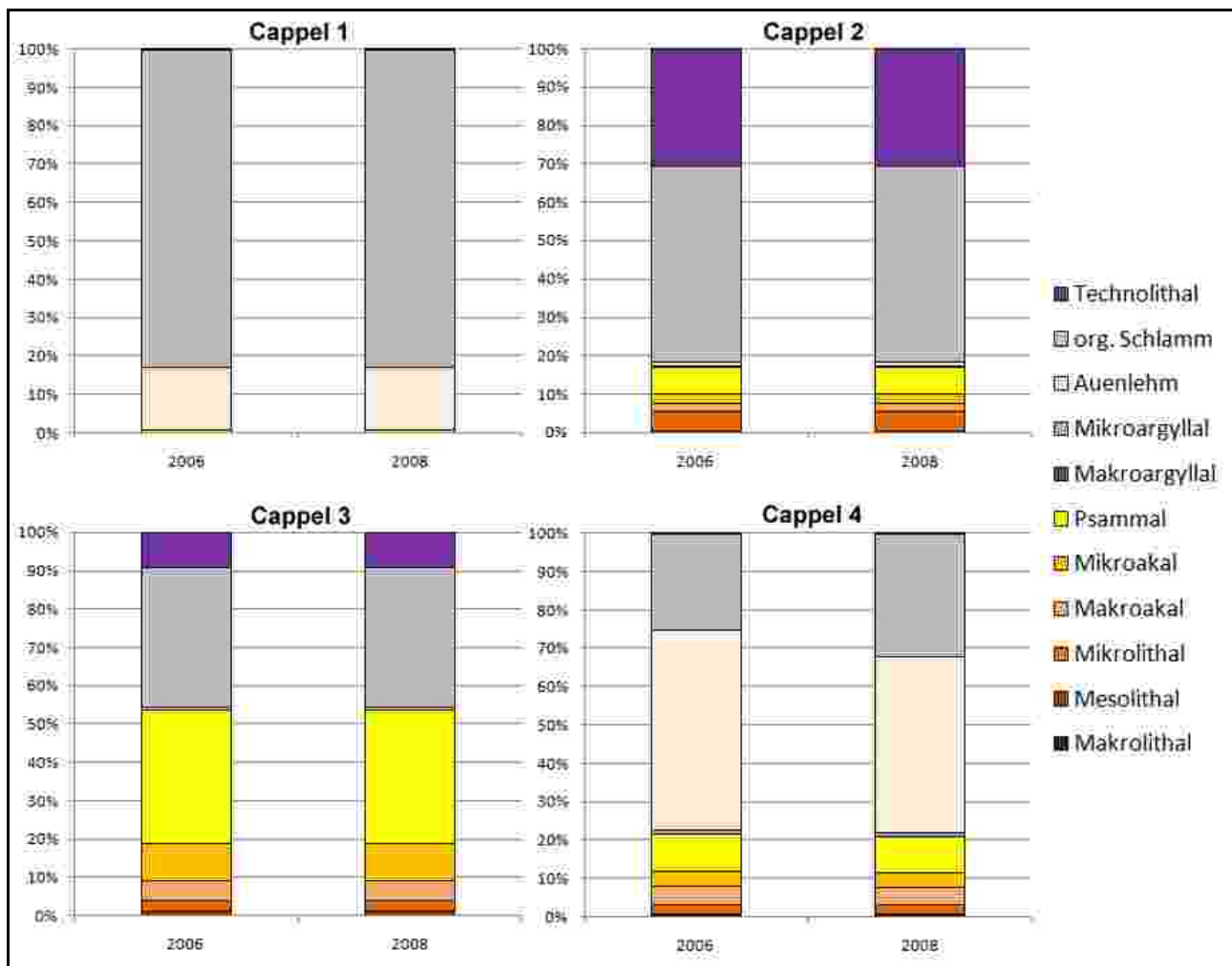


Abb. 12-82: Verteilung der Sohlsubstrate im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008 (dargestellt sind die mittleren Deckungsgrade normiert auf 100%)

12.3.2.2 Zusätzliche Gewässerbettstrukturen

Wie schon in den Untersuchungsgebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ ist auch im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ die Dynamik der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen größer als jene der Sohlsubstrate. In jedem der vier Abschnitte konnten Veränderungen registriert werden, die größte Dynamik wies jedoch der Abschnitt Cappel 4 auf. In dem 2005 renaturierten Bereich stieg der mittlere Deckungsgrad der submersen Makrophyten von 0,14% im Jahr 2006 auf 10,58% im Jahr 2008 an (Abb. 12-83). Dieser deutliche Anstieg ist Ausdruck der eigendynamischen Sukzession, die innerhalb von drei Jahren bereits zu einer starken Ausdifferenzierung des Gewässerbettes geführt hat. Darüber hinaus sind auch die Anteile des CPOMs, FPOMs und des Xylals im Abschnitt Cappel 4 leicht angestiegen.

In dem ebenfalls renaturierten Abschnitt Cappel 3 wurde hingegen nur eine Zunahme der submersen Makrophyten von 3,89 auf 5,74% verzeichnet. Ob diese vergleichsweise geringe Dynamik jedoch bedeutet, dass der Abschnitt Cappel 3 11 Jahre nach seiner Renaturierung bereits eine Art Klimaxstadium der Sukzession erreicht hat, könnte nur durch eine nochmalige Wiederholung der Kartierung erörtert werden.

Im Hauptlauf der Lahn wurden ebenfalls Bereiche mit hoher Dynamik und solche mit geringer Veränderung festgestellt.

Der Abschnitt Cappel 2 wies 2008 deutlich höhere Deckungsgrade des Xylals (2,8 auf 6,8%) und der submersen Makrophyten (6,25 auf 9,13%) auf als im Jahr 2006. Zurückgegangen sind hingegen die Anteile des FPOMs (30,5 auf 26,8%) und der lebenden Teile terrestrischer Pflanzen (14,0 auf 12,5%).

Im Abschnitt Cappel 1 hingegen wurde lediglich eine Zunahme des Deckungsgrades der lebenden Teile terrestrischer Pflanzen von 6,0 auf 8,6% festgestellt.

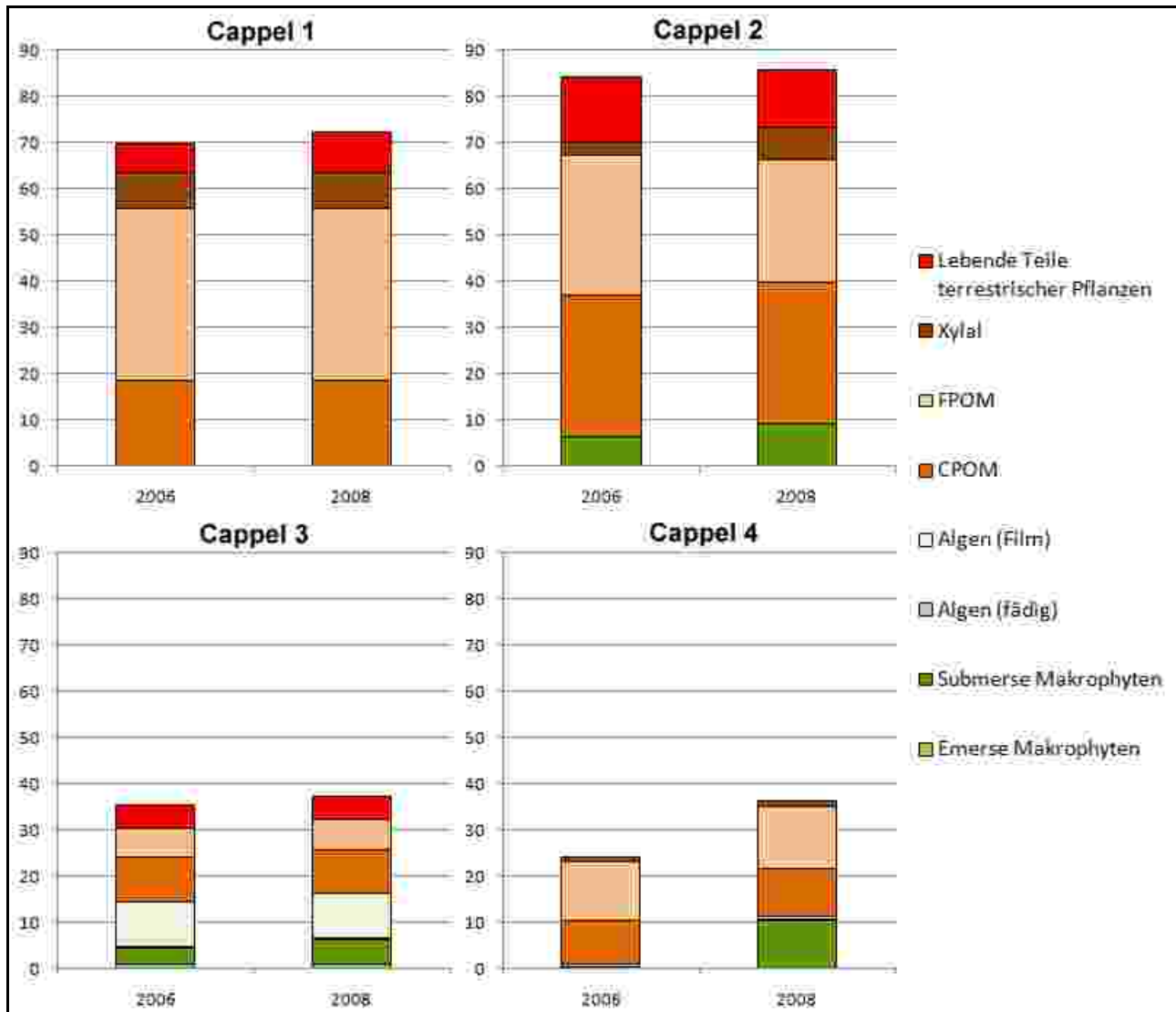


Abb. 12-83: Verteilung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008 (dargestellt sind die mittleren Deckungsgrade in %)

12.3.2.3 Wasserführung

Auch bezüglich der Wasserführung zeigten die vier Untersuchungsabschnitte teilweise ein differenziertes Verhalten. Die Strömungsgeschwindigkeit blieb im gesamten Untersuchungsgebiet unverändert, wie es in einem stauregulierten Gewässerabschnitt auch kaum anders zu erwarten wäre. Die Wassertiefe hingegen veränderte sich nur minimal in den Abschnitten Cappel 2 und Cappel 4. Im Abschnitt Cappel 2 wurden die Tiefen von 30 cm und 70 cm häufiger und die Tiefen 40, 80 und 90 cm seltener nachgewiesen (Abb. 12-84), so dass der Mittelwert der Wassertiefe unverändert blieb (69 cm).

Im Abschnitt Cappel 4 konnte ebenfalls eine minimale Verflachung festgestellt werden (Abnahme der mittleren Wassertiefe von 45 auf 44,8 cm), die mit einer Zunahme jener Bereiche einher ging, die bei Niedrigwasser nicht mehr überströmt werden.

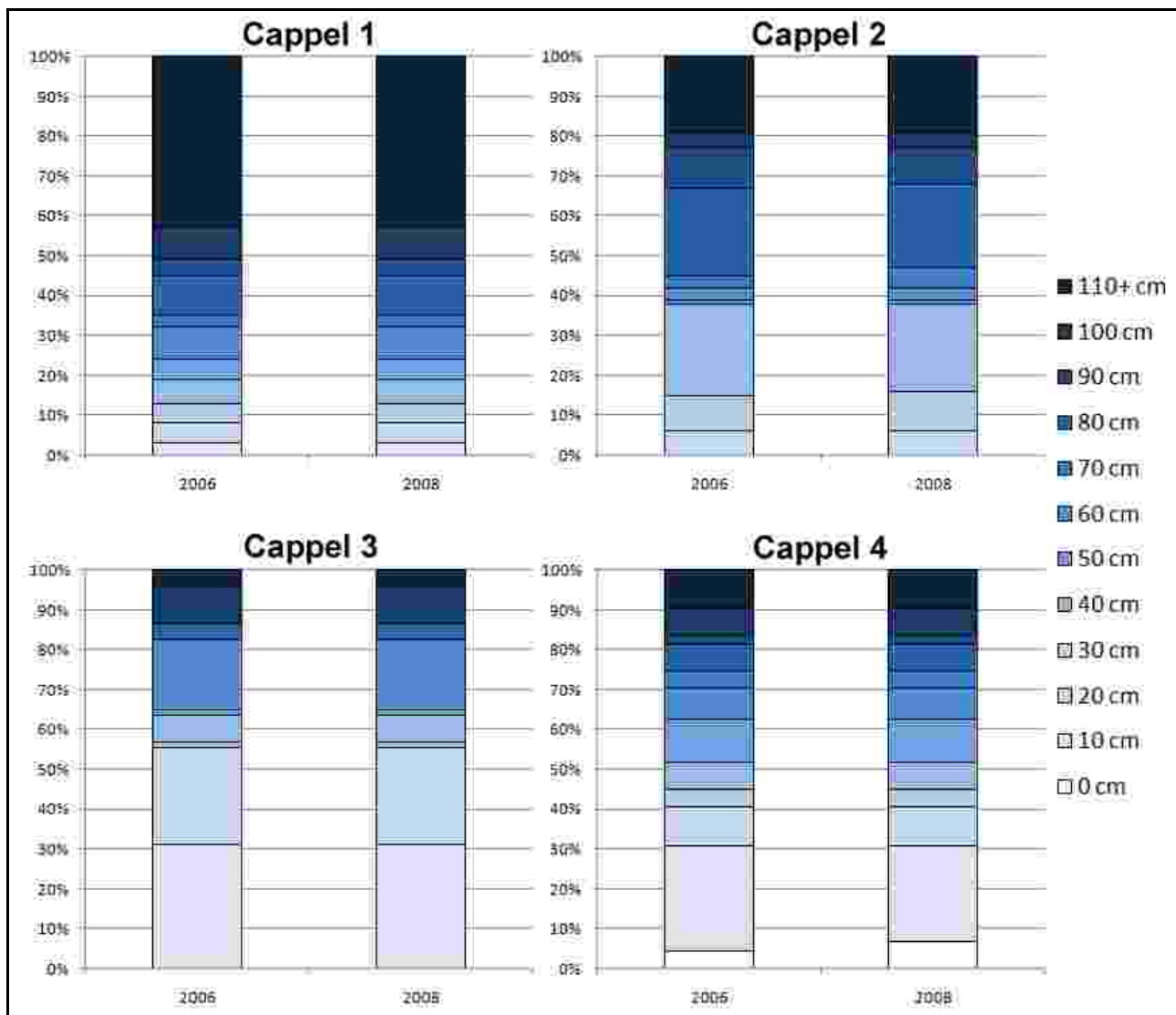


Abb. 12-84: Verteilung der Wassertiefe im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008

12.3.2.4 Habitattypen

Aufgrund der großen Unveränderlichkeit der Sohlsubstrate und der Wasserführung wäre anzunehmen, dass sich auch die Habitatstrukturen in dem Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ nur geringfügig verändern würden. Dies trifft jedoch nur für den Abschnitt Cappel 1 zu. Hier wurden im zentralen Bereich des Gewässerbetts, der durch den Habitattyp MsO („sandarmer Schlamm mit wenig organischem Material“) dominiert wurde, Ansammlungen organischen Materials vorgefunden, so dass der Typ MsO mit 3% häufiger ausgewiesen wurde als zwei Jahre zuvor (1%). Bezogen auf den gesamten Untersuchungsabschnitt kann diese geringfügige Verschiebung jedoch vernachlässigt werden.

In den übrigen drei Abschnitten bietet sich jedoch ein deutlich dynamischeres Bild (Abb. 12-85). In den Abschnitten Cappel 2 und Cappel 3 sind es vor allem die anthropogenen Habitattypen, die innerhalb des betrachteten Zweijahreszeitraums eine Ausdifferenzierung

erfahren haben. In beiden Abschnitten nahm der Anteil der makrophytendominierten Habitate in dieser Gruppe deutlich zu. Im Abschnitt Cappel 2 war der Typ ARP („sedimentreiche Blockschüttung mit Makrophyten“) im Jahr 2006 in 7% aller Messflächen kartiert worden. 2008 war der Anteil dieses Typs zwar auf 5% gefallen, dafür wurde jedoch der Habitattyp AnP („sedimentarme Blockschüttung mit Makrophyten“), der 2006 nicht nachgewiesen werden konnte, in 8% aller Messflächen ausgewiesen. Im Abschnitt Cappel 3 blieb der Anteil des Typs AnP konstant (1,4%) und es konnte 2008 der Typ ARP, der hier zwei Jahre zuvor nicht aufgetreten war, in größerem Umfang nachgewiesen werden (2,7%).

Auch außerhalb der Gruppe der anthropogenen Habitate veränderte sich die Habitattypenverteilung in diesen beiden Abschnitten, allerdings in weitaus geringerem Umfang. So erhöhte sich im Abschnitt Cappel 2 der Anteil des Typs MsO von 47 auf 48%, während die Anteile der Typen Mso und RnO abnahmen. Als vormals nicht aufgetretener Habitattyp wurde der Typ MnP („Schlamm mit Makrophyten“) in 1% aller Messflächen nachgewiesen. Im Abschnitt Cappel 3 kam es zu einer Verschiebung innerhalb der sandgeprägten Habitate (Typ SRo von 8,1 auf 6,8% und Typ SRP von 1,4 auf 2,7%), während es in der Gruppe der schlammgeprägten Habitate zu keinen Veränderungen kam.

Die größte Dynamik der Habitattypenzusammensetzung wies jedoch der Abschnitt Cappel 4 auf. Obwohl die Sohlsubstrate des 2005 renaturierten Abschnitts 2008 nur geringe Abweichungen von den Ergebnissen der 2006 Kartierung aufwiesen und die Wasserführung nahezu unverändert war, weicht die Habitattypenzusammensetzung des Jahres 2008 sehr deutlich von jener des Jahres 2006 ab. Verantwortlich hierfür sind vor allem die submersen Makrophyten, welche den Untersuchungsabschnitt innerhalb der zwei Jahre besiedelten. Die Habitattypen CRP (4,1%, „sand- und kiesreicher Auenlehm mit Makrophyten“), CMP (1,0%, „schlammreicher Auenlehm mit Makrophyten“) und MCP (20,4%, „lehmreicher Schlamm mit Makrophyten“) bedeckten insgesamt mehr als ein Viertel der Gewässersohle des Abschnitts Cappel 4. Dies ist Ausdruck der Sukzession und damit der eigendynamischen Gewässerentwicklung, die im Nachgang der Renaturierung abläuft.

Die Dynamik, die auf der Ebene der Habitattypen zu verzeichnen war, spiegelt sich auch in der Anzahl der Habitattypen wider, die im Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ nachgewiesen werden konnten. Im Abschnitt Cappel 1 wurden, wie schon 2006, nur 5 Habitattypen vorgefunden. Im Abschnitt Cappel 2 hingegen erhöhte sich die Anzahl der Typen von 9 auf 12 und im Abschnitt Cappel 3 von 11 auf 13. Im Abschnitt Cappel 4 wurden 2008 9 Habitattypen ausgewiesen, was nahezu eine Verdopplung der Habitatvielfalt bedeutet. Insgesamt wurden 2008 in dem Untersuchungsgebiet 26 Habitattypen erfasst, während des 2006 25 Typen waren. Es kam demnach nicht zu einer deutlichen Erhöhung der Vielfalt des gesamten Lahnabschnitts, wohl aber zu einer stärkeren Durchmischung der verschiedenen Mikrohabitate und damit zu einer Erhöhung der Heterogenität der Gewässersohle. Dies wird noch deutlicher, wenn die Verteilung der Habitattypen in den Seitenarm- und Hauptlaufabschnitten betrachtet wird. Kamen 2006 noch 13 der insgesamt 25 Typen ausschließlich in dem Seitenarm vor, so sind es 2008 nur noch vier der insgesamt 26 Typen, die nicht im Hauptlauf der Lahn nachgewiesen wurden.

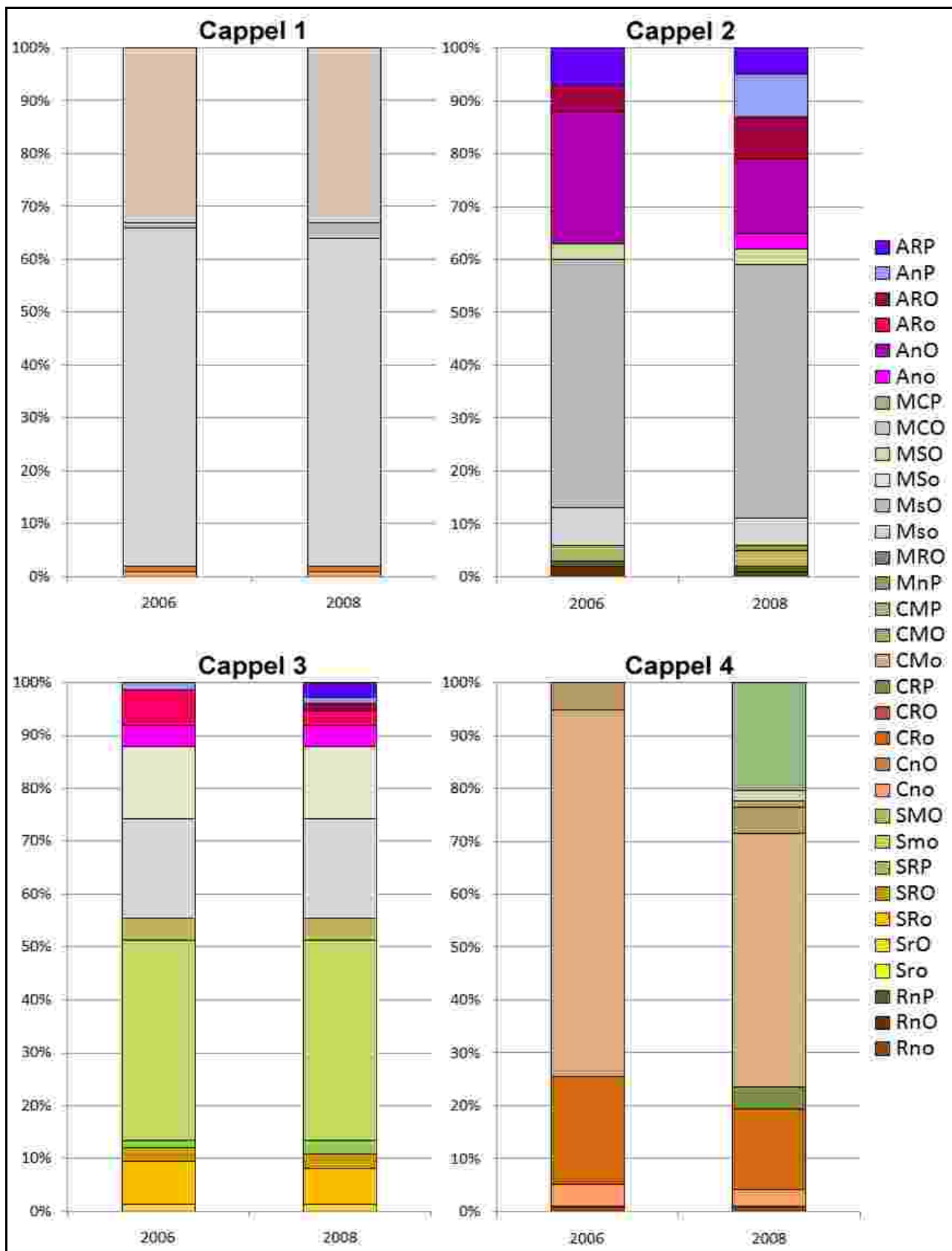


Abb. 12-85: Verteilung der Habitattypen im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ in den Jahren 2006 und 2008

12.3.2.5 Zusammenfassung

Die vier Untersuchungsabschnitte des Gebietes „Cappeler Fischerwiese“ wiesen im Jahr 2008 eine Gewässerbettmorphologie auf, die sich größtenteils nur wenig von jener des Jahres 2006 unterschied. Die grundlegenden Unterschiede zwischen dem Hauptlauf der Lahn und den Seitenarmabschnitten hinsichtlich der Sohlsubstrate blieben bestehen und auch die Wasserführung war nahezu unverändert. So ist der Hauptlauf vor allem durch Schlamm geprägt, während in den Seitenarmbereichen Sand und Auenlehm dominieren. Der Anteil organischen Materials war 2008 etwas höher als zwei Jahre zuvor, was sich deutlich auf die Habitatzusammensetzung auswirkte. Der einzige Abschnitt, der kaum Veränderungen aufwies, war der strukturarme Hauptlaufabschnitt Cappel 1. In den anderen drei Untersuchungsabschnitten kam es zu deutlichen Umgestaltungen der Habitatstrukturen der Gewässersohle.

12.3.3 Zusammenfassung

Basierend auf den Ergebnissen aus den Untersuchungsgebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ war zu vermuten gewesen, dass im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ aufgrund der starken Stauregulierung und der damit verbundenen eingeschränkten Grunddynamik der Lahn nur in sehr beschränktem Umfang eigendynamische Entwicklungsprozesse ablaufen würden. Überraschenderweise zeigten sich jedoch 2008 deutliche Veränderungen der Habitatstrukturen, die größtenteils durch die Ausbreitung der Makrophytenbestände hervorgerufen wurden.

Hinsichtlich der Sohlsubstrate und der Wasserführung waren die beobachteten Veränderungen hingegen ausgesprochen gering, so dass die Einschätzung des Untersuchungsgebietes aus dem Jahr 2006 weiterhin gültig ist:

- Gewässertypspezifische Grobsubstrate sind in dem Untersuchungsgebiet kaum vertreten, die Sohle wird durch Feinsedimente (Schlamm, Auenlehm und Sand) dominiert.
- Der Hauptlauf der Lahn ist vergleichsweise strukturarm und homogen gestaltet. Die strukturelle Vielfalt und Dynamik beschränkt sich hier auf die Uferbereiche. Ergänzend kann aus den Ergebnissen des Jahres 2008 angemerkt werden, dass im Bereich der anthropogenen Hartsubstrate (Blockschüttung) im Uferbereich die größte Dynamik des Hauptlaufes registriert wurde.
- Die Seitenarmbereiche sind durch eine heterogenere und reichhaltigere Struktur gekennzeichnet und weisen insgesamt eine größere Dynamik auf als der Hauptlauf der Lahn.
- Die 1997 durchgeführte Renaturierungsmaßnahme hat zu einer deutlichen Aufwertung dieses Lahnabschnitts geführt. In den zwei Jahren, die zwischen den beiden Kartierungen lagen, kam es zu keiner grundlegenden Veränderung der Substrat- und Habitatzusammensetzung dieses Bereiches. Es kann daher mit einiger Sicherheit vermutet werden, dass der Renaturierungsbereich nach rund 10 Jahren ein erstes Klimaxstadium erreicht hat. Die 2008 beobachtete Dynamik beschränkte sich auf die Verbreitung der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und kann als natürliche Schwankung um den Gleichgewichtszustand herum aufgefasst werden.
- Die 2005 durchgeführte Renaturierungsmaßnahme entwickelte sich innerhalb von drei Jahren von einem strukturarmen Initialbereich hin zu einem makrophytengepprägten Abschnitt, der noch weit von einem möglichen Klimaxstadium entfernt ist, allerdings eine hohe Entwicklungsdynamik aufweist.

Die Ergebnisse der beiden Kartierungen haben gezeigt, dass die Renaturierungsmaß-

nahme im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ aus morphologischer Sicht erfolgreich war. Die Lahn wurde um eine Vielzahl verschiedener Gewässerbettstrukturen und Mikrohabitate bereichert, die nicht nur für das Makrozoobenthos, sondern auch für die Fischfauna wertvolle Lebensräume darstellen (was durch Jungfischuntersuchungen des Fischereibeauftrag der Stadt Marburg belegt werden konnte (mündliche Mitteilung von Chr. Dümpelmann)). Darüber hinaus bietet die Aue, die nicht Teil dieser Untersuchungen war, ein reichhaltiges Lebensraumangebot für verschiedenste Tier- und Pflanzenarten.

12.4 Korrelationen der Sohlstrukturparameter

Die Ergebnisse der TRiSHa-Kartierung haben gezeigt, dass die Strömungsgeschwindigkeit den größten Einfluss auf die Zusammensetzung der Sohlsubstrate, der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und der Habitattypen hat. Untersuchungsabschnitte, die durch eine hohe Strömungsgeschwindigkeit gekennzeichnet sind, weisen einen höheren Anteil an Grobsubstraten und submersen Makrophyten auf, während in strömungsberuhigten Abschnitten die Feinsedimente dominieren und mehr partikuläres organisches Material vorzufinden sind.

Um diese einfache Erkenntnis statistisch zu überprüfen, wurde diejenigen Sohlstrukturparameter, deren Ausprägung von Untersuchungsabschnitt zu Untersuchungsabschnitt stark variierte, mit der Wasserführung der jeweiligen Abschnitte korreliert.

Folgende Parameter wurden dabei berücksichtigt:

- die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen (als Summenparameter) – einbezogen wurde die mittlere Häufigkeit des Nachweises (in %) und der mittlere Deckungsgrad (in %)
- das grobpartikuläre organische Material (CPOM) – die mittlere Häufigkeit des Nachweises (in %) und der mittlere Deckungsgrad (in %)
- das feinpartikuläre organische Material (FPOM) – die mittlere Häufigkeit des Nachweises (in %) und der mittlere Deckungsgrad (in %)
- die submersen Makrophyten – die mittlere Häufigkeit des Nachweises (in %) und der mittlere Deckungsgrad (in %)
- das Mikrolithal – die mittlere Häufigkeit des Nachweises (in %) und der mittlere Deckungsgrad (in %)
- das Psammal – die mittlere Häufigkeit des Nachweises (in %) und der mittlere Deckungsgrad (in %)
- sowie die Habitattypen – Anzahl der Habitattypen, Anzahl der Habitattypen normiert auf 100 Messflächen pro Abschnitt und die Häufigkeit des häufigsten Habitattypen (in %)

Diese Parameter wurden korreliert mit der mittleren Strömungsgeschwindigkeit des Abschnitts (in m/s), der mittleren Wassertiefe des Abschnitts (in dm) sowie der Häufigkeit der mittleren Wassertiefe (zwischen 30 und 60 cm). Letzterer Parameter wurde verwendet, da er Aussagen über die Steilheit der Uferbereiche und damit über das Querprofil des Gewässers ermöglicht.

Die Datengrundlage dieser Auswertung lieferten die Mittelwerte der 24 Kartierungen, die in den 10 Untersuchungsabschnitten zwischen 2006 und 2008 durchgeführt wurden.

In Abb. 12-86 ist das Bestimmtheitsmaß aller betrachteter Korrelationen für einen linearen Zusammenhang dargestellt. Wie unschwer zu erkennen ist, besteht zwischen den meisten Parametern kein oder nur ein sehr schwacher linearer Zusammenhang. Die besten Korrelationen erzielten die Häufigkeiten und Deckungsgrade des Mikrolithals und des Psammals, wobei das Mikrolithal stark mit der mittleren Strömungsgeschwindigkeit korreliert, das Psammal hingegen an die mittlere Wassertiefe eines Abschnitts gekoppelt zu sein scheint.

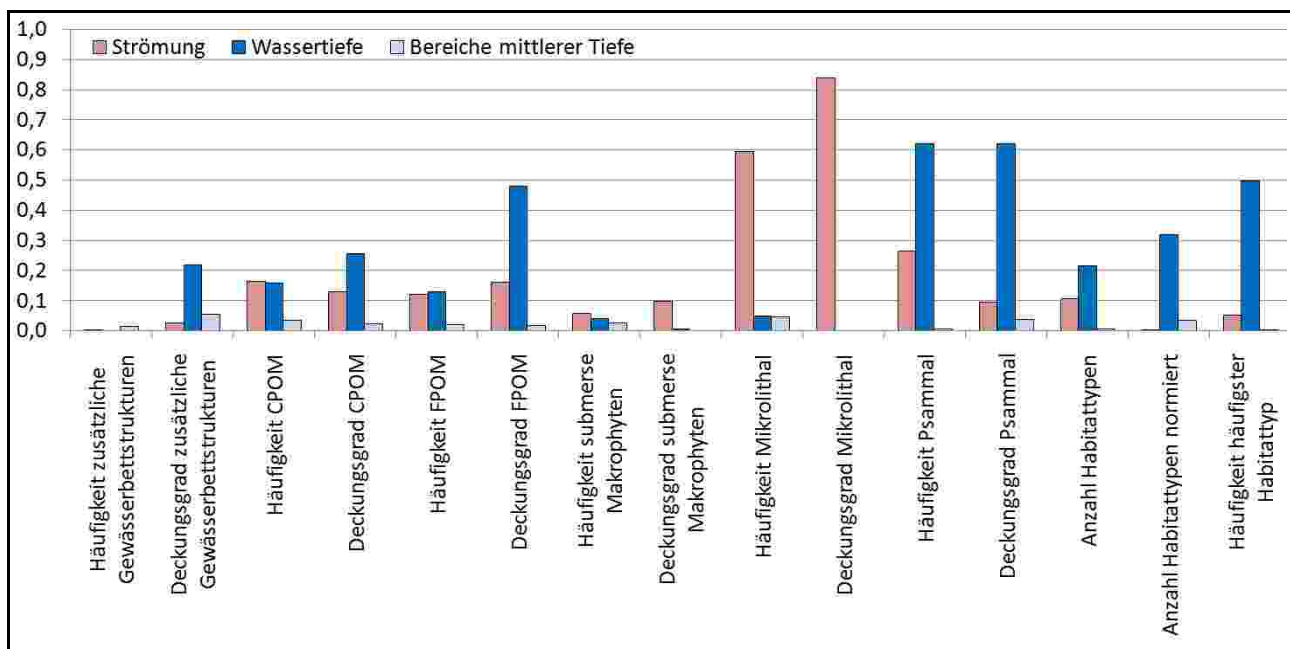


Abb. 12-86: Lineare Korrelationen ausgewählter TRiSHa-Parameter (dargestellt ist R^2)

Eine Analyse der Verteilung der Datenpunkte zeigte weiterhin, dass unter Verwendung nicht-linearer Korrelationen stärkere Zusammenhänge zwischen den Parametern erkennbar werden. In Abb. 12-87 sind daher die Bestimmtheitsmaße der jeweils besten Korrelationen der einzelnen Parameter dargestellt.

Neben den bereits benannten Zusammenhängen zwischen dem Mikrolithal und der Strömung sowie dem Psammal und der Wassertiefe, die mit Werten für R^2 von mehr als 0,8 als sehr aussagekräftig angesehen werden können, zeigt sich eine ebenso starke Abhängigkeit des Deckungsgrades feinputikulären organischen Materials (FPOM) von der mittleren Wassertiefe sowie schwächere Korrelationen zwischen der Anzahl der Habitattypen in einem Abschnitt und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit sowie der Häufigkeit des häufigsten Habitattyps und der mittleren Wassertiefe.

Die Korrelationen zwischen den ausgewählten Parametern und dem Anteil an Bereichen mittlerer Wassertiefe sind durchweg sehr schwach, das Querprofil eines Gewässers scheint demnach nur wenig Einfluss auf die Verteilung der Gewässerbettstrukturen zu haben. Einzig und allein bezüglich der Häufigkeit der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen zeigt sich ein Zusammenhang, wobei gerade dieser Parameter überhaupt keine Korrelation zur mittleren Strömungsgeschwindigkeit und zur mittleren Wassertiefe aufweist.

Insgesamt weist die mittlere Wassertiefe deutlich bessere Korrelationen zu den betrachteten Parametern auf als die mittlere Strömungsgeschwindigkeit. Ursächlich hierfür ist, dass

sich die strukturell sehr verschiedenen Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte deutlich aufgrund der mittleren Wassertiefe unterscheiden lassen (61,6 cm im Hauptlauf der Lahn und 38,1 cm in den Seitenarmen), während dies für die Strömungsgeschwindigkeit nur im Gebiet „Auf der Weide“ zutrifft. Im Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ fällt die Strömungsgeschwindigkeit als differenzierender Parameter vollständig aus, da sie durch das unterhalb gelegene Steinmühlwehr „extern“ gesteuert wird und nicht Ausdruck morphologischer Unterschiede der Untersuchungsabschnitte ist. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit ist vielmehr gut geeignet, die drei Untersuchungsgebiete voneinander abzugrenzen (0,54 m/s im Gebiet „Gisselberger Straße“, 0,49 m/s im Gebiet „Auf der Weide“ und 0,25 m/s im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“). Wie die Korrelationen gezeigt haben, überwiegen jedoch die Unterschiede zwischen den Seitenarmen und dem Hauptlauf gegenüber den Unterschieden zwischen den Untersuchungsgebieten.

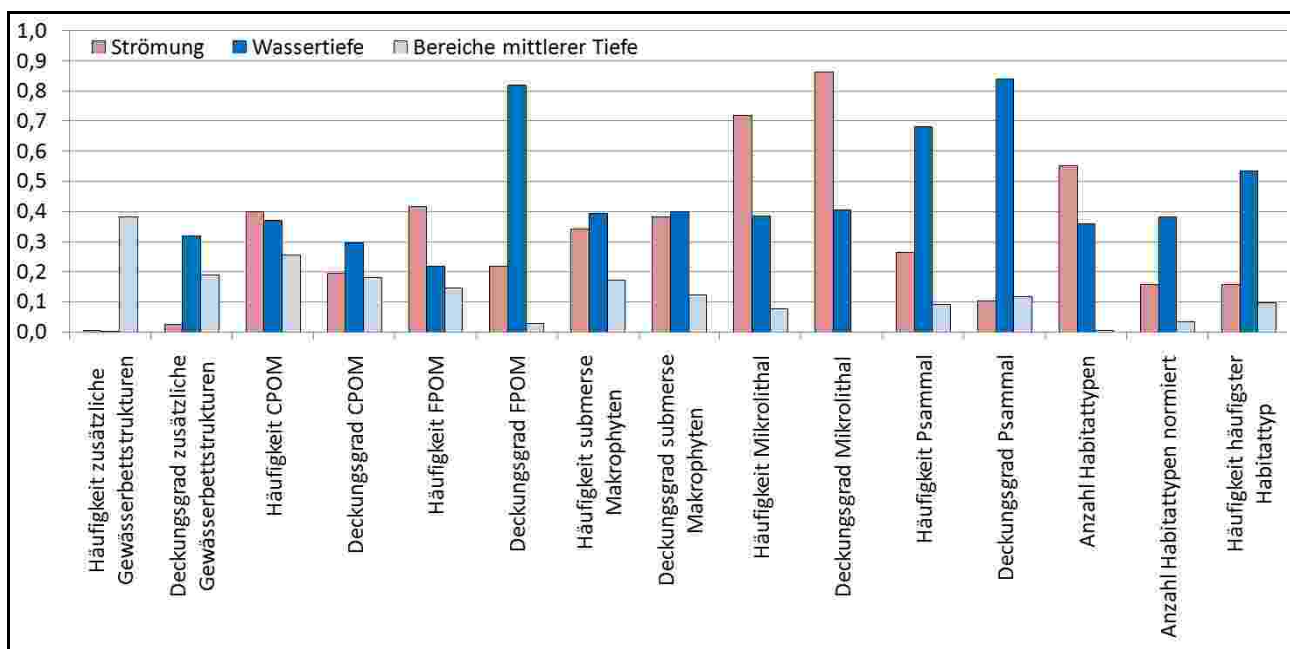


Abb. 12-87: Beste Korrelationen ausgewählter TRiSha-Parameter (dargestellt ist R^2)

Die oben angeführten Korrelationen sind in Abb. 12-88 grafisch dargestellt und werden im Folgenden kurz erläutert.

- Mittlere Strömungsgeschwindigkeit – Deckungsgrad Mikrolithal: der Anteil des Mikrolithals weist sowohl linear als auch logarithmisch eine starke Korrelation zu der mittleren Strömungsgeschwindigkeit auf. Je höher die Strömung, desto höher ist auch der Anteil des Mikrolithals, wobei er in den Abschnitten mit der geringsten Strömung zwischen 0 und 15% liegt und mit zunehmender Strömung bis auf gut 40% ansteigt.
- Mittlere Wassertiefe – Deckungsgrad Psammal: Der Zusammenhang zwischen der Wassertiefe und dem Anteil an Sand lässt sich sehr gut durch eine Exponentialgleichung beschreiben, wobei der Sandanteil in den besonders flachen Untersuchungsabschnitten mehr als 50% beträgt und mit zunehmender mittlerer Wassertiefe rasch abfällt. Ab einer mittleren Wassertiefe von 50 cm liegt der Sandanteil unter 10% und bei einer Tiefe von 90 cm geht er gegen Null.
- Mittlere Wassertiefe – Deckungsgrad FPOM: Zwischen diesen beiden Parametern besteht ein schwacher linearer Zusammenhang, der besagt, dass der Anteil des feinkörnigen organischen Materials mit zunehmender Wassertiefe ansteigt. Eine

deutlich bessere Korrelation lässt sich jedoch anhand einer Polynomialfunktion erzielen, da auch in den sehr flachen Untersuchungsabschnitten zunehmende FPOM-Anteile nachgewiesen werden konnten. Die geringsten Anteile des FPOMs wurden in Abschnitten mit einer mittleren Tiefe zwischen 40 und 60 cm vorgefunden. Diese Abschnitte sind häufig durch eine erhöhte Strömungsgeschwindigkeit gekennzeichnet (Weide 1, Weide 4, Gissel 1), was die geringeren Anteile organischen Materials erklärt. Dass die Korrelation zwischen dem FPOM und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit nur schwach ist, belegt, dass es sich hierbei nicht um monokausale Zusammenhänge handelt und die Ausprägung der Gewässerbettmorphologie von dem Zusammenspiel mehrerer Faktoren abhängig ist.

- Mittlere Strömungsgeschwindigkeit – Anzahl der Habitattypen: Der Zusammenhang dieser beiden Parameter ist nur schwach, es lässt sich jedoch erkennen, dass die meisten Habitattypen in Abschnitten mit Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,4 und 0,5 m/s nachgewiesen wurden. In Abschnitten mit sehr geringer Strömung fällt diese hingegen als strukturierender Faktor aus und in Abschnitten mit sehr starker Strömung führt die Dominanz des Mikrolithals zu einer vergleichsweise homogenen Gewässersohle.
- Mittlere Wassertiefe – Häufigkeit des häufigsten Habitattyps: Auch diese Korrelation ist nur schwach, genügt jedoch, um einen Trend zu erkennen. Je tiefer ein Untersuchungsabschnitt ist, desto stärker wird er von nur einem Habitattyp dominiert. Der Maximalwert von 69,2% bei einer vergleichsweise geringen Wassertiefe von 45 cm stammt von dem Abschnitt Cappel 4 aus dem Jahr 2006. Aufgrund der noch nicht weit fortgeschrittenen Differenzierung der Gewässersohle im Nachgang der Renaturierung weicht dieser Datensatz deutlich von den übrigen Ergebnissen ab und beeinträchtigt die Korrelation. Wird dieser Datensatz vernachlässigt, ergibt sich ein deutlich besserer Zusammenhang ($R^2=0,687$). Die Häufigkeit einzelner Habitattypen hängt jedoch, anders als es diese Korrelation suggeriert, nicht direkt von der Wassertiefe ab. Der dargestellte Zusammenhang spiegelt vielmehr die Unterschiede zwischen den tiefen Hauptlaufabschnitten und den flachen Seitenarmabschnitten wider. Die Wassertiefe ist in diesem Zusammenhang also lediglich ein Proxy für die Lage der Untersuchungsabschnitte im Gewässersystem.
- Häufigkeit der Bereiche mittlerer Wassertiefe – Häufigkeit der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen (=Organik): Der Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern ist der schwächste der hier vorgestellten. Er ist jedoch durchaus interessant, da der Gesamtanteil des organischen Materials in den Untersuchungsabschnitten weder mit der Strömung noch der mittleren Wassertiefe korreliert. Der beobachtete Zusammenhang zwischen dem Anteil organischen Materials und dem Anteil von Bereichen mit einer Tiefe von 30 bis 60 cm ist dergestalt, dass sowohl in Abschnitten mit einem sehr geringen Anteil mittlerer Tiefen als auch in Abschnitten mit einem sehr hohen Anteil dieser Tiefen tendenziell mehr organisches Material vorgefunden wurde. Im ersten Fall handelt es sich vor allem um Hauptlaufabschnitte mit steil abfallenden Ufern und einem daraus resultierenden Kastenprofil der Gewässersohle (Cappel 1 und Weide 2) und im zweiten Fall um sehr flache Seitenarmabschnitte, die aufgrund ihrer Strömungsarmut erhöhte Anteile an Organik aufweisen (Weide 3). Dass verschiedene Parameter (Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Querprofil des Gewässerbettes) Einfluss auf die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen haben und sich in ihrer Wirkung gegenseitig überlagern, erklärt die geringe Korrelation mit nur einem einzelnen Parameter.

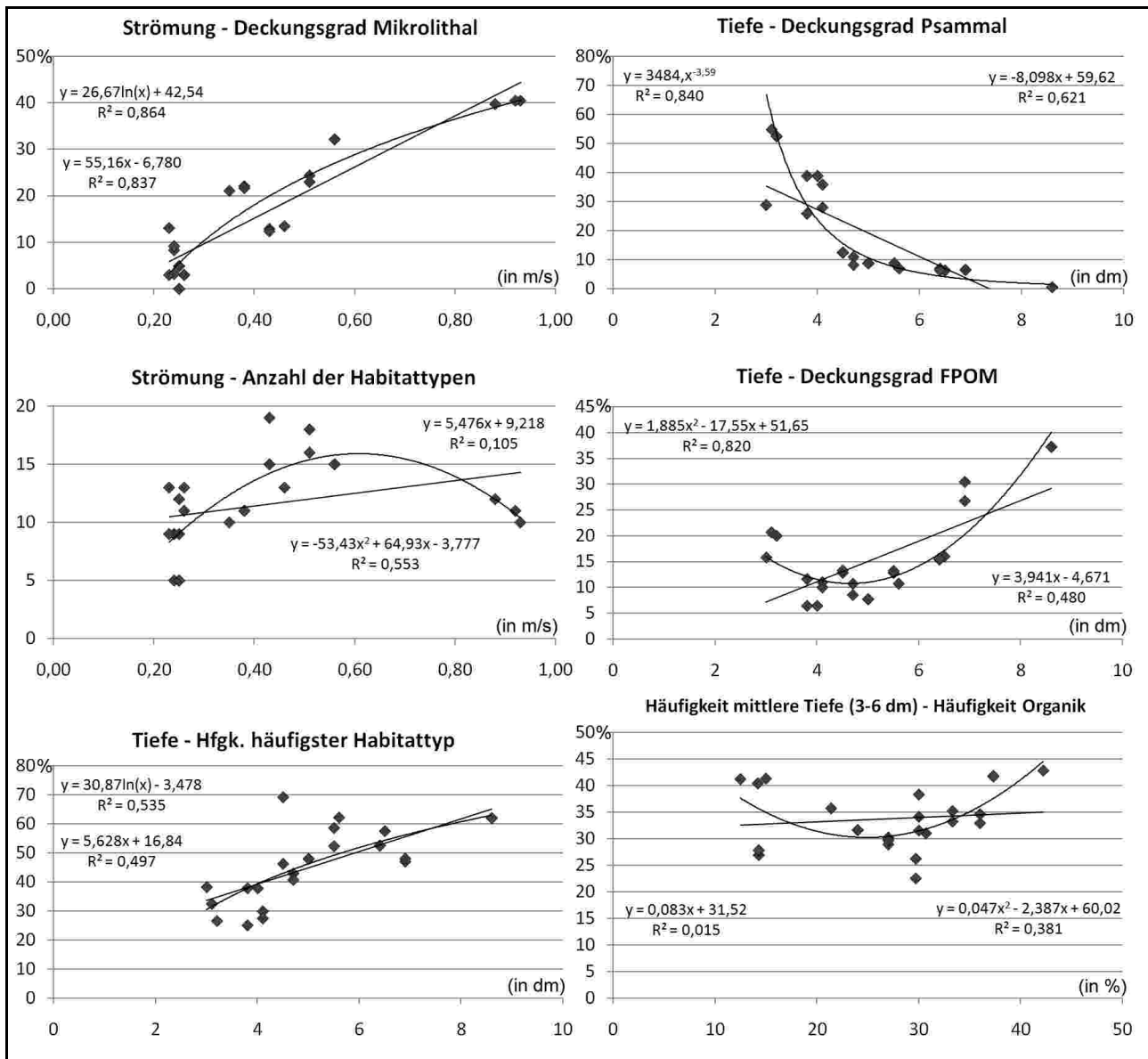


Abb 12-88: Grafische Darstellung der besten Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der Gewässerbettmorphologie

12.5 Zusammenhänge Gewässerstrukturgüte – Gewässerbettmorphologie

In einigen jüngeren Studien wurden Zusammenhänge zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem Makrozoobenthos nachgewiesen (BISS ET AL. 2002, SCHATTMANN 2008, VÖLKER 2008). In anderen Studien konnten hingegen keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen diesen beiden Größen festgestellt werden (BATZER ET AL. 2004, GELLERT & BEHRENS 2010: 232, WAGNER & ARLE 2008: 125, PODRAZA 2008: 23). Eine grundlegende Schwierigkeit bei der Untersuchung dieser Zusammenhänge ist in dem Skalenübergang zwischen der benthischen Wirbellosenfauna auf der Mikrohabitatebene und der strukturellen Güte des Gewässers und seiner Aue auf einer räumlichen Ebene, die um ein vielfaches größer ist. Um diese Lücke zu verkleinern, wurde im Rahmen dieser Arbeit die Gewässerstrukturgüte mit der Gewässersohlstruktur nach dem TRiSha-Verfahren verglichen. Erst, wenn sich die generalisierten Strukturgütedaten auch in der tatsächlichen Struktur des Gewässerbettes widerspiegeln, kann davon ausgegangen werden, dass funktionale Zusammenhänge zwi-

schen der Gewässerstrukturgüte und dem Makrozoobenthos nachgewiesen werden können.

Dieser Auswertungsschritt ermöglicht einerseits die Validierung der Strukturgütedaten und andererseits eine Einschätzung darüber, inwiefern Teile dieser beiden Methoden untereinander austauschbar sein könnten. Falls dies möglich wäre, könnten zum einen bereits aus den zeitsparend zu erhebenden Gewässerstrukturgütedaten Rückschlüsse auf die tatsächliche Gewässerbettmorphologie gezogen werden und zum anderen Ergebnisse aus der aufwändigeren aber korrekteren Mikromorphologiekartierung Teile der Gewässerstrukturgütekartierung ersetzen und so zu einer qualitativen Verbesserung der Strukturgütedaten beitragen.

Grundlage für den Vergleich der beiden Methoden sind die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung aus dem Jahr 2006 sowie die TRiSHa-Ergebnisse des gleichen Jahres. Die räumliche Betrachtungsebene ist jene der 10 m langen Kartierabschnitte der Gewässerstrukturgüte, wobei jedoch nur diejenigen Abschnitte berücksichtigt wurden, in denen auch das TRiSHa-Verfahren zur Anwendung kam.

Der Vergleich beider Methoden erfolgte auf der Ebene ausgewählter Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung, die in ähnlicher Form auch aus den Daten der TRiSHa-Kartierung ableitbar sind. Dies sind:

- die Tiefenvariabilität, die in der Strukturgütekartierung 3-stufig bewertet wird. Dieser Parameter wird der Anzahl der verschiedenen Tiefenklassen im selben Kartierabschnitt nach dem TRiSHa-Verfahren gegenübergestellt. Aus der Anzahl der Tiefenklassen wurde darüber hinaus eine ebenfalls 3-stufige Bewertung vorgenommen, so dass die Güteklassen direkt verglichen werden können.
- Die Strömungsvielfalt, die im Zuge der Gewässerstrukturgütekartierung 4-stufig erfasst wird (sehr groß, groß, mäßig, keine), jedoch nur 3-stufig in die Bewertung einfließt (die Klassen mäßig und keine werden beide mit der GK7 bewertet). Der korrespondierende Parameter des TRiSHa-Verfahrens ist die Anzahl verschiedener Strömungsklassen innerhalb der Kartierabschnitte sowie eine daraus errechnete 3- und 4-stufige Bewertung der Strömungsvielfalt.
- Die Sonderstrukturen, die ebenfalls 3-stufig bewertet wird, lässt sich nicht ganz so gut wie die beiden vorherigen Parameter den Ergebnissen des TRiSHa-Verfahrens zuordnen. Grund hierfür ist die größere räumliche Betrachtungsebene dieses Parameters. Strukturen, die hier im Zuge der Gewässerstrukturgüte erfasst werden (z.B. Buchten) werden im Zuge der TRiSHa-Kartierung nicht zwangsläufig aufgelöst, da der Fokus hier im Bereich der Mikromorphologie liegt. Andere Strukturen, die Sturzbäume und Holzansammlungen werden mit dem TRiSHa-Verfahren als Totholz erfasst, allerdings erfolgt keine Differenzierung in verschiedene Formen von Totholz. Der für den Vergleich herangezogene Parameter der „Anzahl der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen“ (TRiSHa) überschneidet sich somit nicht in allen Punkten mit dem Parameter der „Sonderstrukturen“ und es ist daher kein all zu guter Zusammenhang zu erwarten. Analog zu den vorherigen Parametern wurde auch aus der Anzahl der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen eine 3-stufige Bewertung abgeleitet.

Neben den drei angeführten Parametern wurde auch die Bewertung der Gewässerbettodynamik als 7-stufige Gesamtbewertung des aquatischen Bereichs eines Fließgewässers in den Vergleich mit einbezogen. Das TRiSHa-Verfahren liefert keinen direkt vergleichbaren Parameter, allerdings kommen die ausgewiesenen Habitattypen einer integrierenden Gesamtbewertung der Einzelparameter sehr nahe, da sie durch das Zusammenspiel

mineralischer und organischer Substrate unter Berücksichtigung der Strömung und der Wassertiefe zustande kommen. Es erfolgte daher ein Vergleich der Gewässerbettdynamik mit der Anzahl der Habitattypen in den einzelnen Kartierabschnitten. Neben den Habitattypen wurden auch die Sub-Habitattypen berücksichtigt, die die 32 Typen nochmals nach der Wassertiefe und der Strömungsgeschwindigkeit differenzieren. Beide Parameter wurden auch in eine 7-stufige Bewertungsskala überführt, um sie direkt mit der Gewässerbettdynamik vergleichen zu können.

Da die Kartierabschnitte zwar immer die gleiche Abschnittslänge von 10 m aufweisen, jedoch auf Grund der variierenden Gewässerbreite eine unterschiedliche Anzahl von Messflächen des TRiSHa-Verfahrens enthalten, wurden die Werte der TRiSHa-Parameter für diesen Vergleich auf einen Abschnitt mit 10 Messflächen normiert.

Die zusammengestellten Daten wurden im Zuge des Vergleichs zunächst korreliert. In weiteren Arbeitsschritten wurden die Häufigkeiten der Güteklassen sowie die Übereinstimmungen und Unterschiede auf Ebene der einzelnen Kartierabschnitte analysiert, um Verteilungsmuster sichtbar zu machen.

Die Korrelationen zwischen den betrachteten Parametern der Gewässerstrukturgüte und der Sohlstrukturkartierung ergaben in den allermeisten Fällen keinen Zusammenhang (Abb. 12-89). Einzig und allein die Strömungsvielfalt wies eine moderate Korrelation mit der Anzahl der Strömungsklassen ($R^2=0,45$) bei allerdings erheblicher Streuung auf. Die Tiefenvariabilität der Gewässerstrukturgüte hingegen zeigte gar keinen Zusammenhang mit der nach dem TRiSHa-Verfahren kartierten Tiefenvariabilität. Diese beiden Beispiele verdeutlichen sehr gut die Limitationen der Gewässerstrukturgütekartierung. Die Erfassung der Gewässerstrukturparameter vom Ufer aus funktioniert „oberflächlich“ am Besten. Aussagen über die Verhältnisse unter der Wasseroberfläche weisen jedoch – zumindest bei Gewässern der Größe der Lahn, deren Sohle nicht einsehbar ist – kaum einen Bezug zu den tatsächlichen Verhältnissen auf.

Die Sonderstrukturen zeigten erwartungsgemäß einen sehr schwachen Zusammenhang zu den zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und auch die Korrelation zwischen der Gewässerbettdynamik und den Habitattypen war sehr schlecht. Ein geringfügig besserer Zusammenhang ergab sich allerdings, wenn statt der Habitattypen die Sub-Habitattypen mit der Gewässerbettdynamik verglichen wurden ($R^2=0,092$). Insgesamt sind die beobachteten Korrelationen jedoch sehr schwach, was bedeutet, dass die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung nicht generell für weiterführende Untersuchungen des Gewässerbettes geeignet sind.

Die Gegenüberstellung der Bewertung der zu vergleichenden Parameter zeigt, dass die Gewässerstrukturgütekartierung für alle Parameter eine deutlich positivere Bewertung erzielte als die Detailkartierung nach dem TRiSHa-Verfahren (Abb. 12-90). Die größte Übereinstimmung erzielte die Strömungsvielfalt, allerdings weicht hier die Bewertung der beiden Methoden besonders dort stärker voneinander ab, wo es eine Strömungsvielfalt zu verzeichnen gab. Hier zeigt sich, dass die indexgestützte Bewertung der TRiSHa-Ergebnisse deutlich verlässlichere Informationen über die tatsächliche Strömungsvielfalt liefert als der subjektive Eindruck vom Ufer, den die Gewässerstrukturgütekartierung vermittelt. Bei der Tiefenvariabilität kam es zu einer Unterschätzung der Bereiche mittlerer Variabilität, die tatsächlich deutlich häufiger kartiert wurden als dies die Gewässerstrukturgüte vermuten ließ. Die Überschätzung der hoch variablen Bereiche kann mit der Trägheit der Strömung erklärt werden. Wie die TRiSHa-Daten gezeigt haben, führt eine Verflachung im Gewässerbett zu einer deutlichen Modifizierung des Strömungsverhaltens an dieser Stelle. Diese Auswirkungen auf die Strömung sind selbst mehrere Zehnermeter unterhalb der

Verflachung noch sichtbar, selbst wenn das Tiefenprofil des Gewässerbettes an jener Stelle schon nicht mehr mit dem oberflächlichen Strömungsbild korreliert. Die Einschätzung der Tiefenvariabilität erfolgt jedoch bei einem Gewässer von der Größe der Lahn meist indirekt über das Strömungsbild, da die Sohle nicht vom Ufer aus einsehbar ist. Auf diese Weise kann es zu einer systematischen Überschätzung der Tiefenvariabilität unterhalb hoch variabler Kartierabschnitte kommen.

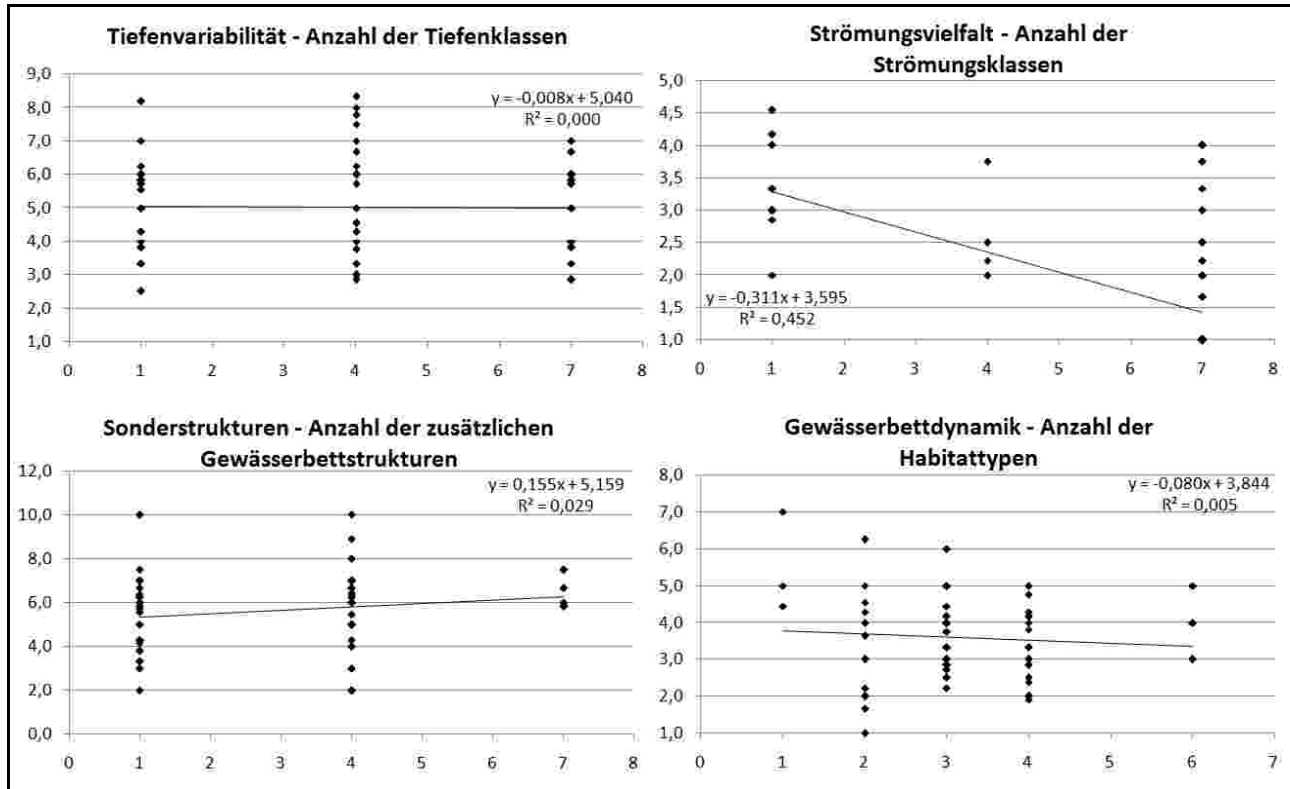


Abb. 12-89: Korrelationen zwischen Parametern der Gewässerstrukturgüte und des TRiSha-Verfahrens

Die Bewertung der Sonderstrukturen weist ebenfalls große Unterschiede zwischen den beiden Methoden auf. Die Detailkartierung nach dem TRiSha-Verfahren ergaben insbesondere einen hohen Anteil von Abschnitten, die kaum Sonderstrukturen aufwiesen. Diese sehr schlechte Bewertung kann mit der Gewässerstrukturgütekartierung nicht nachvollzogen werden. Wie bereits bei der Betrachtung der Korrelation angeführt, liegt dies in dem Skalenunterschied beider Methoden begründet. Vor allem Buchten, Unterstände oder überhängende Vegetation finden in der Detailkartierung keine Entsprechung und fließen daher auch nicht positiv in die Bewertung ein. Anfallender Detritus und Totholz, die auf der Ebene der Mikromorphologie mit den genannten Parametern der Strukturgüte korrespondieren, werden nicht unbedingt *in situ* erfasst, sondern können als mobile und hochdynamische Strukturen der Gewässersohle in andere Abschnitte verdriftet werden und beeinflussen auf diese Weise die Bewertung des betreffenden Abschnitts deutlich.

Auch zwischen der Gewässerbettdynamik und der (Sub-)Habitatvielfalt konnten deutliche Unterschiede festgestellt werden. Die Gewässerbettdynamik wird maßgeblich von der Linieneinführung des Gewässers als hochintegrativem Parameter bestimmt. Der Einfluss dieses Parameters ist jedoch nur bei stärkerer Laufkrümmung innerhalb eines nur wenige Meter langen Kartierabschnitts feststellbar und kommt erst bei den für die Strukturgüte üblichen Abschnittslängen von 100 m und mehr in vollem Umfang zum Tragen. Dieser Parameter ist daher kaum geeignet, kleinräumige Strukturunterschiede, wie sie für das Makrozo-

benthos relevant sind, abzubilden. Aus dieser Erkenntnis lässt sich ableiten, dass der Gewichtung der Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung eine zentrale Rolle zukommt, die von der jeweiligen Fragestellung abhängig ist. Das Verfahren der Gewässerstrukturgütekartierung, wie es im Rahmen dieser Arbeit angewendet wurde, ist auf Grund der Fokussierung auf die Biotopebene für Untersuchungen im Bereich der Fischfauna hinreichend exakt. Für Fragestellungen, die das Makrozoobenthos betreffen, sind die Gewichtung der Parameter und die Betrachtungsskala hingegen ungeeignet. Für eine bessere Übertragbarkeit der Ergebnisse wäre es sinnvoller, den Parametern der Gewässer-
sohle (z.B. der Substrat- und der Strömungsvielfalt) mehr Bedeutung zukommen zu lassen. Die Implikationen dieses Schlusses können an dieser Stelle jedoch nicht eingehender erörtert werden und müssen als Ansatzpunkt für zukünftige Forschungsarbeiten offen bleiben.

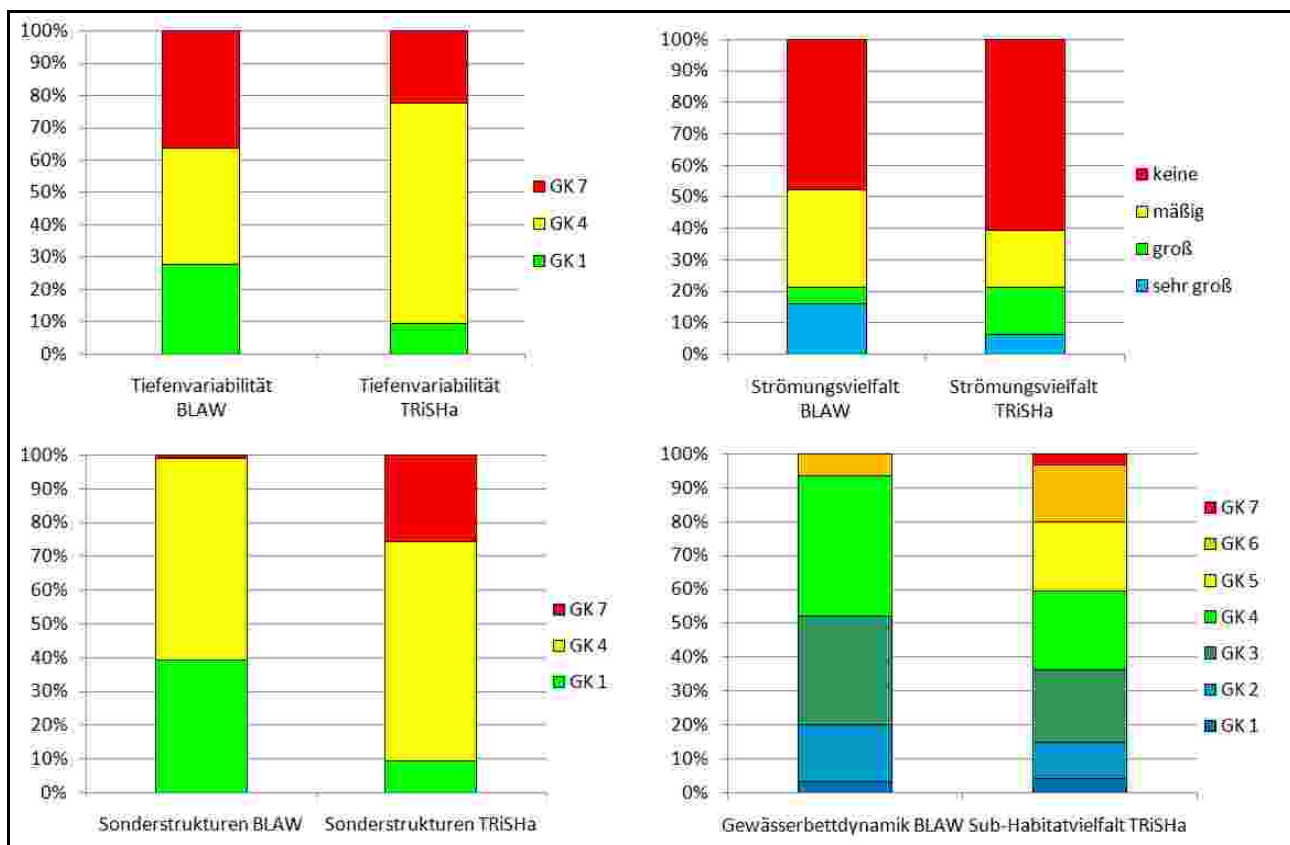


Abb. 12-90: Bewertung der Vergleichsparameter der Gewässerstrukturgüte und des TRiSHA-Verfahrens nach der 7-stufigen Skala der Strukturgüte (Güteklasse 1-7)

Die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung dienten im Rahmen dieser Arbeit auch der Ausweisung der zehn Untersuchungsabschnitte innerhalb der drei Untersuchungsgebiete. Die Auswahl geeigneter Abschnitte erfolgte auf Basis einer Einteilung in strukturreiche und strukturarme Bereiche. Da die Daten der Strukturgütekartierung jedoch, wie gezeigt werden konnte, nur wenig Relevanz für die mikromorphologisch relevanten Parameter und damit für das Makrozoobenthos haben, erscheint es sinnvoll, die Einteilung in strukturreiche und strukturarme Abschnitte anhand der Detailergebnisse des TRiSHA-Verfahrens zu überprüfen.

Die Ergebnisse der Strukturgütekartierung zeigten deutliche Unterschiede zwischen den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (Abb. 12-91). Die Vergleichsparameter des TRiSHA-Verfahrens wiesen ebenfalls Unterschiede zwischen diesen beiden Kategorien auf, allerdings wurden nicht für alle Parameter die strukturreichen Abschnitte besser

bewertet als die strukturarmen. Die Strömungsvielfalt folgte als einziger Parameter dem Muster der Gewässerstrukturgütekartierung. In den strukturreichen Bereichen lag der Anteil der Kartierabschnitte mit einer sehr großen und großen Strömungsvielfalt mit 34% deutlich höher als in den strukturarmen Bereichen (22,8%). Der Anteil der Kartierabschnitte ohne erkennbare Strömungsvielfalt lag hingegen in den strukturarmen Bereichen mit 64,9% höher als in den strukturreichen Bereichen (44,7%).

Die Parameter Tiefenvariabilität und Sonderstrukturen wiesen nur geringe Unterschiede zwischen strukturreichen und strukturarmen Bereichen auf. In den strukturreichen Abschnitten betrug die mittlere Bewertung der beiden Parameter nach dem TRiSHa-Verfahren 4,5 und 3,9 (auf der Skala von Güteklasse 1 bis 7), während sie in den strukturarmen Bereichen mit 4,5 und 4,2 gleich bzw. nur geringfügig schlechter ausfiel.

Die Sub-Habitattypen als letzter Parameter zeigten wiederum größere Unterschiede zwischen den strukturreichen und strukturarmen Bereichen, allerdings fiel die Bewertung dieses Parameters in den strukturarmen Bereichen geringfügig besser aus als in den strukturreichen (3,9 zu 4,0). Dies verdeutlicht nochmals, dass die Erkenntnisse, die die Gewässerstrukturgüte liefern kann, für die Mikromorphologie und die Strukturvielfalt auf dieser Ebene nur geringen Wert besitzen.

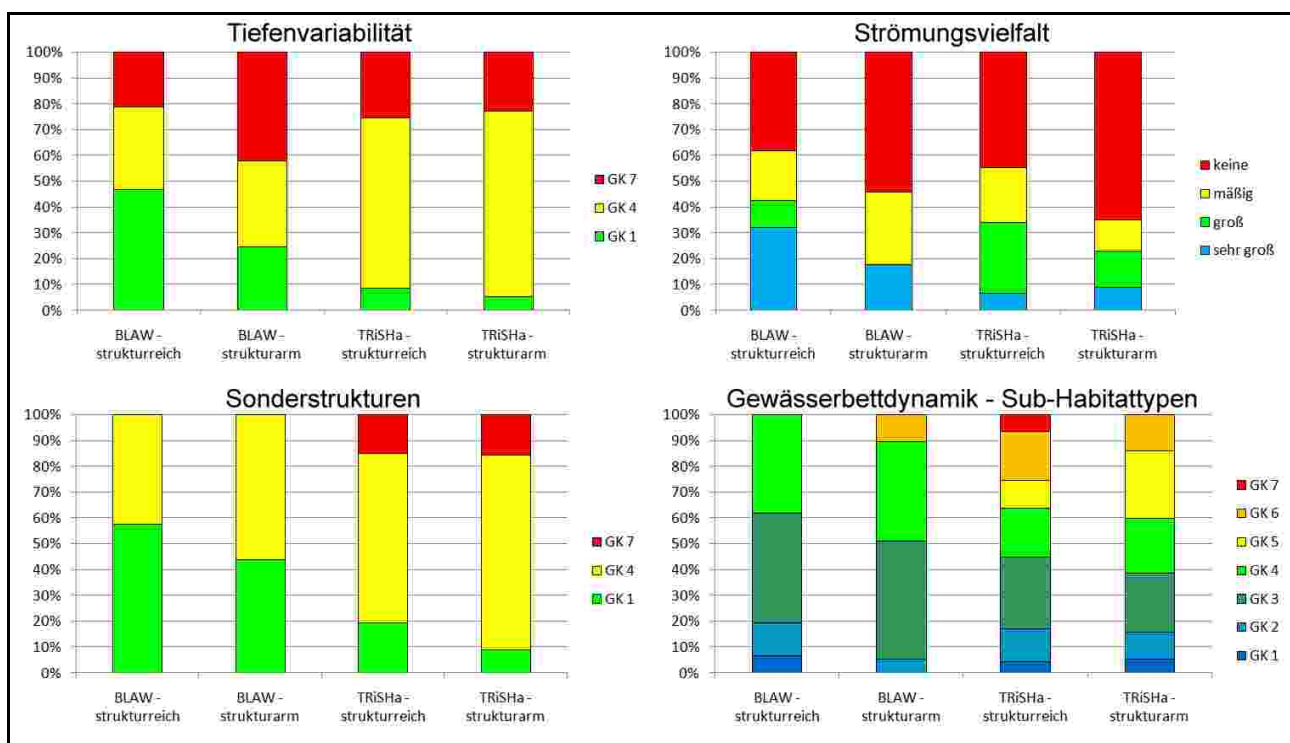


Abb. 12-91: Bewertung der Vergleichsparameter in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten

Neben dem qualitativen Vergleich der Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung und des TRiSHa-Verfahrens ist es auch interessant festzustellen, in welchem Umfang beide Verfahren zu einer identischen Bewertung kommen und wie oft Abweichungen um eine oder mehrere Güteklassen registriert wurden. In Abbildung 12-92 sind die Ergebnisse dieses Auswertungsschritts für alle Kartierabschnitte dargestellt. Die größte Übereinstimmung wiesen hierbei die Strömungsvielfalt (3-stufig) und die Sonderstrukturen auf, die in 71 und 47 Kartierabschnitten von beiden Methoden gleich bewertet wurden. Bei den Parametern der Tiefenvariabilität und Habitatvielfalt wiesen die meisten Kartierabschnitte eine Abweichung von einer Güteklasse auf. Für alle Parameter wurden jedoch auch Abschnitte ermittelt, in denen es zu Differenzen von mehr als einer Güteklasse kam. Zwischen der

Gewässerbettdynamik und der (Sub-)Habitatvielfalt wurden auf der siebenstufigen Skala sogar Abweichungen um bis zu fünf Güteklassen verzeichnet, was die Nicht-Übertragbarkeit der Strukturgütedaten auf die Mikroskala nochmals unterstreicht.

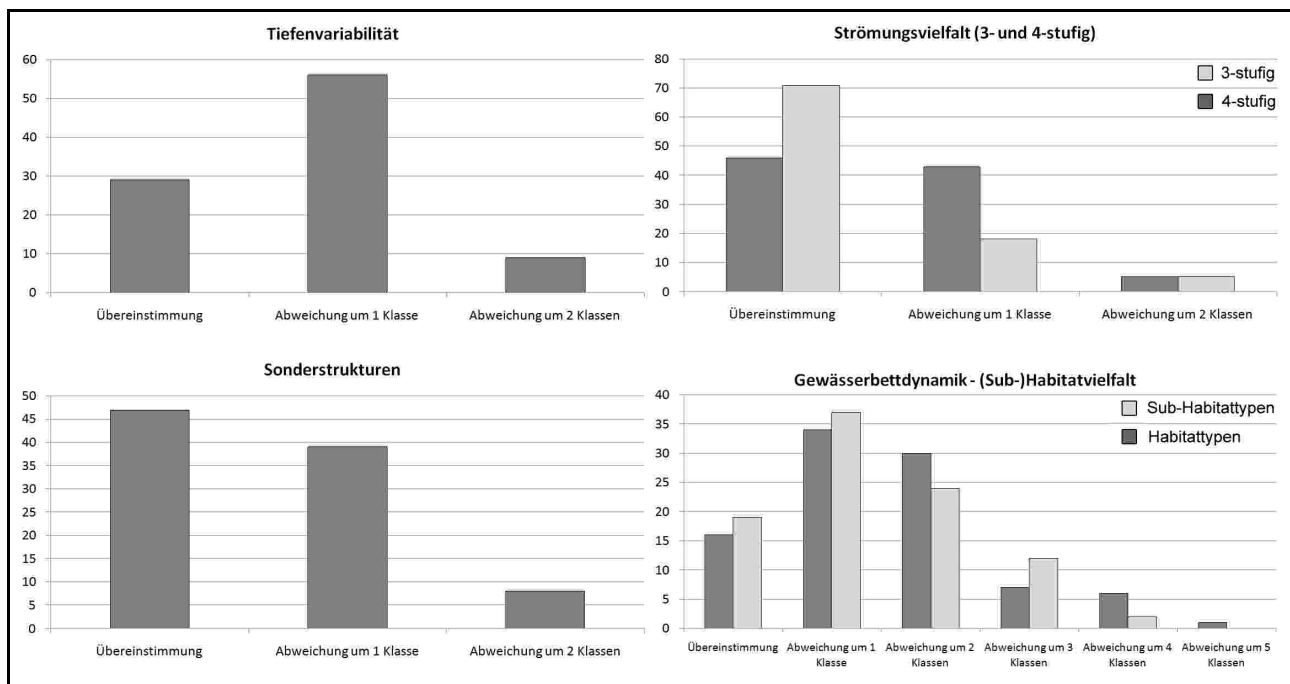


Abb. 12-92: Übereinstimmungen und Abweichungen der Gewässerstrukturgüteparameter und der TRiSHa-Vergleichsparameter auf Ebene der Kartierabschnitte (dargestellt ist die Anzahl der Kartierabschnitte)

Aufgelöst nach den zehn Untersuchungsabschnitten lassen sich keine klaren Muster erkennen (Abb. 12-93). Besonders gute Übereinstimmungen zwischen der Gewässerstrukturgüte und der TRiSHa-Kartierung zeigten sich bei der Tiefenvariabilität in den Abschnitten Weide 3 und Gissel 2, bei der Strömungsvielfalt in den Abschnitten Cappel 1, Cappel 2, Weide 2 und Weide 3. Die Sonderstrukturen wiesen besonders große Übereinstimmungen in den Abschnitten Cappel 3, Cappel 2, Weide 3 und Weide 2 auf. Damit sind es vor allem die strömungsarmen und vergleichsweise strukturreichen Abschnitte Weide 3, Cappel 2 und Weide 2, in denen die Gewässerstrukturgüte die tatsächlichen Charakteristika des Gewässerbettes gut abbildet. Besonders schlechte Übereinstimmungen zeigten sich bei der Tiefenvariabilität in den Abschnitten Gissel 1 und Weide 4, bei der Strömungsvielfalt in den Abschnitten Gissel 2 und Weide 4 und bei den Sonderstrukturen in den Abschnitten Gissel 2, Weide 1 und Gissel 1. Damit sind es vor allem strömungsreiche und vergleichsweise strukturreiche Abschnitte, in denen die Strukturen des Gewässerbettes durch die Gewässerstrukturgütekartierung nur schlecht abgebildet werden.

Die Übereinstimmungen zwischen der Gewässerbettdynamik und der (Sub-)Habitatvielfalt weisen jedoch ein anderes Verteilungsmuster auf. Die besten Übereinstimmungen wurden in den Abschnitten Weide 1, Gissel 1, Weide 4 und Cappel 2 vorgefunden und damit in Abschnitten, die bezüglich der übrigen Parameter besonders geringe Übereinstimmungen aufwiesen. Die sehr großen Unterschiede im Abschnitt Cappel 4 können durch den Initialstatus dieses Abschnitts im Jahr 2006 erklärt werden. Die Habitatvielfalt entsprach zum Zeitpunkt der Kartierung noch nicht den im Rahmen der Gewässerbettmorphologie möglichen Verhältnissen, während die Linienführung, welche einen großen Einfluss auf die Bewertung der Gewässerbettdynamik ausübt, bereits das Entwicklungsziel erreicht hatte.

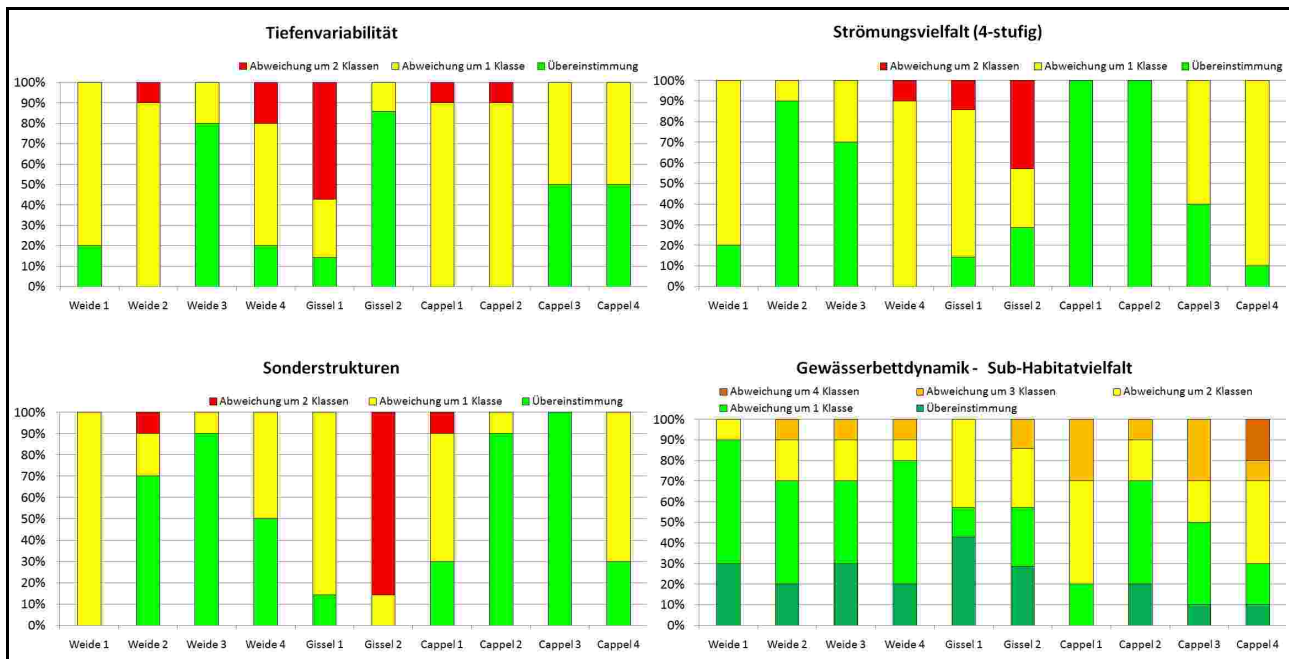


Abb. 12-93: Übereinstimmungen und Abweichungen der Gewässerstrukturgüteparameter und der TRiSHa-Vergleichsparameter auf Ebene der Untersuchungsabschnitte

Bei der Aufteilung der Untersuchungsabschnitte in Seitenarm- und Hauptlaufabschnitte zeigt sich, dass die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung in den Seitenarmen deutlich besser mit den Daten der TRiSHa-Kartierung übereinstimmen als im Hauptlauf der Lahn (Abb. 12-94). Es sind wiederum die Gewässerbettdynamik und die Habitatvielfalt, die hier ein gegenteiliges Ergebnis zeigen. Neben den bereits erwähnten Unterschieden des Seitenarmabschnitts Cappel 4 weist auch der Seitenarmabschnitt Cappel 3 eine geringe Übereinstimmung beider Methoden auf.

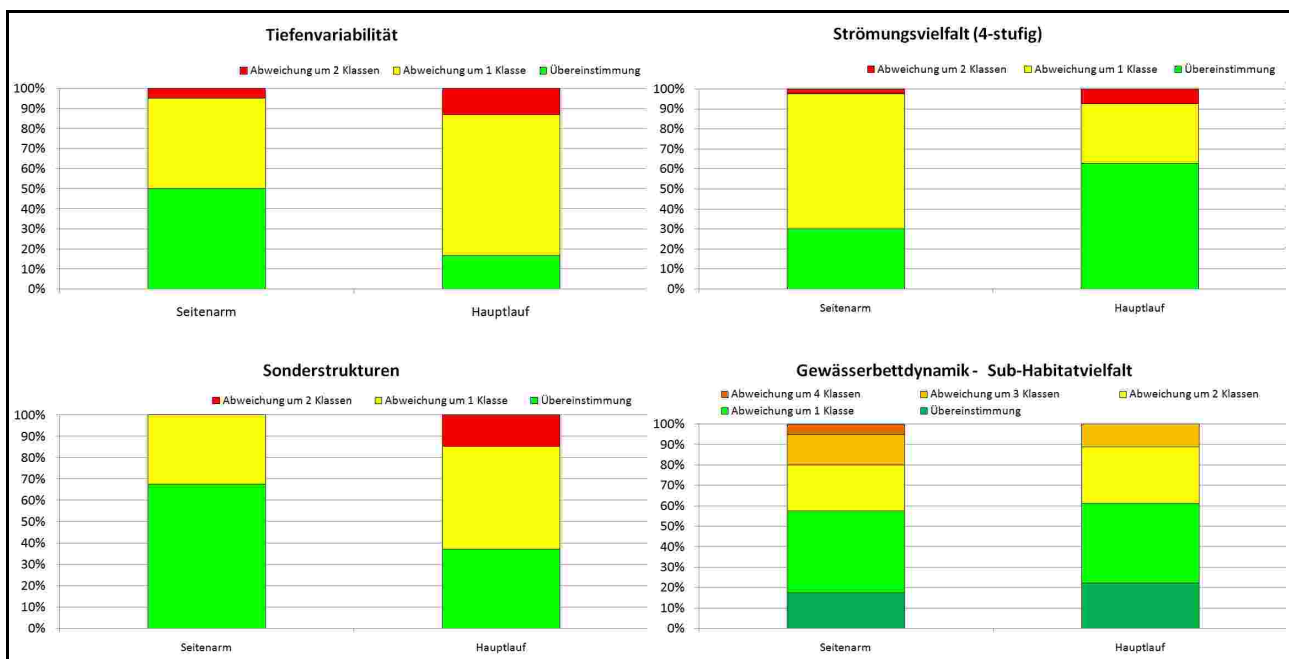


Abb. 12-94: Übereinstimmungen und Abweichungen der Gewässerstrukturgüteparameter und der TRiSHa-Vergleichsparameter auf Ebene der Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte

Neben der Analyse der einzelnen Parameter ist darüber hinaus interessant, welcher Unter-

suchungsabschnitt insgesamt die beste Übereinstimmung zwischen der Gewässerstruktur-
gütekartierung und dem TRiSHa-Verfahren aufwies. Dazu wurden für jeden Kartierab-
schnitt die Abweichungen in Güteklassen aller Parameter addiert und aus diesen Summen
der Mittelwert jedes Untersuchungsabschnitts errechnet. Das Ergebnis ist in Abb. 12-95.
Angegeben. Der strukturarmer und strömungsberuhigte Seitenarmabschnitt Weide 3 wies
insgesamt die größte Übereinstimmung auf, während die Unterschiede in den Abschnitten
Gissel 1 und Gissel 2 am größten waren.

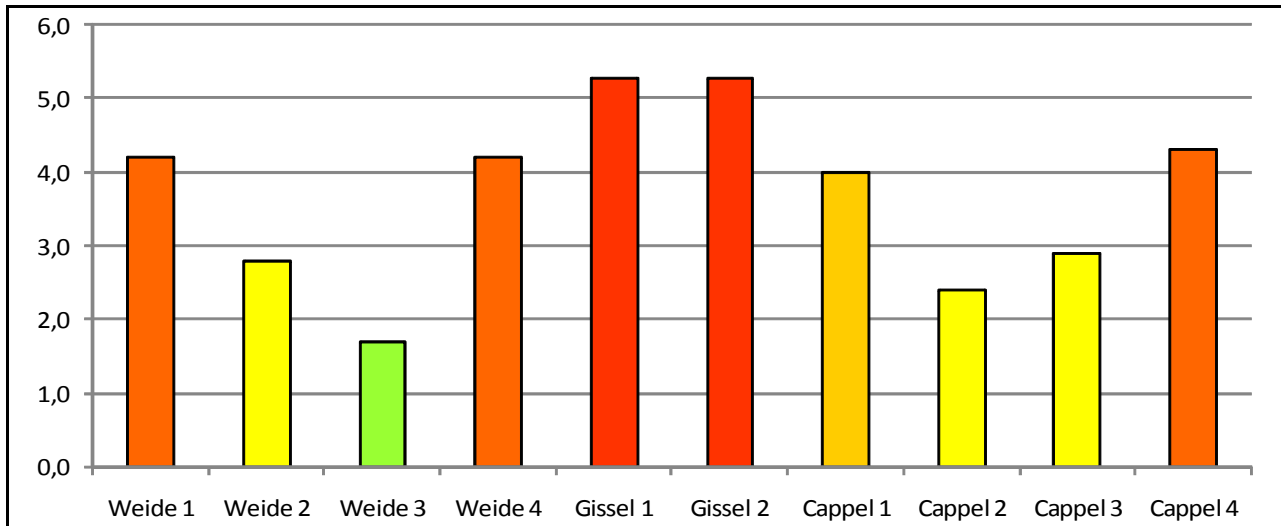


Abb. 12-95: Mittelwert der Gesamtabweichungen in den Untersuchungsabschnitten

In der Zusammenschau aller Kartierabschnitte zeigt sich, dass in nur drei Abschnitten eine
hundertprozentige Übereinstimmung in der Bewertung beider Methoden erzielt wurde. In
neun weiteren Abschnitten trat bei dem Vergleich der vier betrachteten Parameter Tiefen-
variabilität, Strömungsvielfalt, Sonderstrukturen und Gewässerbettdynamik eine einzige
Abweichung um nur einer Güteklasse auf. Auch die 2 Abweichungen, die in 21 Kartierab-
schnitten festgestellt wurden (Abb. 12-96), können noch als eine sehr gute Übereinstim-
mung angesehen werden.

In zwei Kartierabschnitten wurde eine Gesamtabweichung von 9 Güteklassen und in wei-
teren zwei Abschnitten von 8 Güteklassen ermittelt, was bedeutet, dass im Mittel jeder der
vier Parameter Unterschiede von mindestens zwei Güteklassen aufwies.

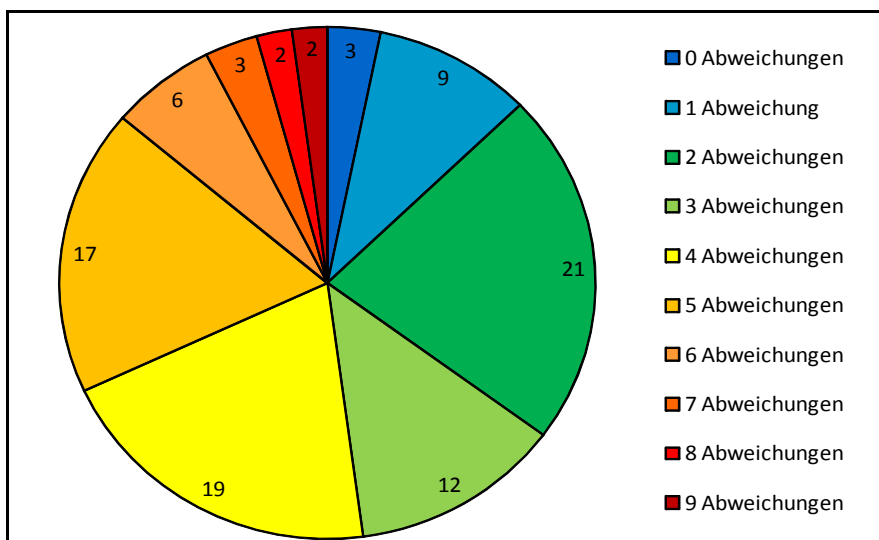


Abb. 12-96: Anzahl der Kartierabschnitte pro Gesamtabweichungskategorie

Zusammengefasst über alle Kartierabschnitte bedeutet dies, dass der Anteil der Abschnitte, in denen eine gute oder sehr gute Übereinstimmung festgestellt werden konnte, deutlich größer ist als der Anteil der Abschnitte, in denen gravierende Unterschiede in der Bewertung auftraten. Ein Großteil aller Abschnitte zeigte jedoch mäßige bis starke Abweichungen von mindestens einer Güteklasse pro Parameter.

Die generelle Übereinstimmung der Ergebnisse beider Methoden ist nicht zufriedenstellend. Vor allem der Vergleich zwischen der Gewässerbettdynamik und der Habitatvielfalt wies ein Verteilungsmuster auf, welches von dem der übrigen Parameter abwich und nicht befriedigend erklärt werden kann. Daher wurde in einem letzten Auswertungsschritt ein weiteres Bewertungsverfahren hinzugezogen, welches aus den Ergebnissen des TRiSHa-Verfahrens auf anderem Wege zu einer Einstufung der Gewässerstrukturgüte kommt. In dem Rapid Bioassessment Protocol der Environmental Protection Agency der Vereinigten Staaten von Amerika wird die Strukturvielfalt eines Gewässerabschnittes durch eine Kombination der Parameter Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe abgeleitet (BARBOUR ET AL. 1999:83). Beide Parameter werden in zwei Klassen erfasst (schnell und langsam, flach und tief) und wenn in einem Gewässerabschnitt alle vier möglichen Kombinationen dieser Parameterausprägungen vorkommen (tief und schnell, tief und langsam, flach und schnell, flach und langsam), so gilt dieser als strukturreich, was einer Güteklasse 1 entsprechen würde. Dieser stark vereinfachte Ansatz lässt sich auch auf die Ergebnisse des TRiSHa-Verfahrens anwenden. Aufgrund der höheren Datenqualität (Erfassung der Strömung in 5 Klassen und der Wassertiefe in Dezimetern) wurden allerdings für jeden der beiden Parameter drei Merkmalsausprägungen definiert (flach-mittel-tief und langsam-mittel-schnell). Aus der Kombination beider Parameter ergeben sich neun mögliche Ausprägungen, die wie folgt den sieben Güteklassen der Gewässerstrukturgüte zugeordnet wurden:

Tab. 12-03: Zuordnung der Barbour-Merkmalsausprägungen zu den Güteklassen der Gewässerstrukturgüte

Anzahl der Merkmalsausprägungen in einem Kartierabschnitt	Güteklasse
8-9	GK 1
7	GK 2
6	GK 3
5	GK 4
4	GK 5
3	GK 6
1-2	GK 7

Die so ermittelte Bewertung der Gewässerstrukturgüte nach Barbour, die richtiger als eine Bewertung der Gewässerbettstrukturgüte bezeichnet werden muss, wurde sowohl mit der Gewässerbettdynamik der Gewässerstrukturgütekartierung als auch mit der Sub-Habitatvielfalt nach dem TRiSHa-Verfahren korreliert. Dabei wurde kein Zusammenhang zwischen der Barbour-Strukturgüte und der Gewässerbettdynamik festgestellt (Abb. 12-97). Zwischen der Sub-Habitatvielfalt und der Barbour-Strukturgüte konnte hingegen zumindest eine schwache Korrelation ($R^2=0,216$ für einen linearen Zusammenhang und $R^2=0,313$ für einen exponentiellen Zusammenhang) ermittelt werden.

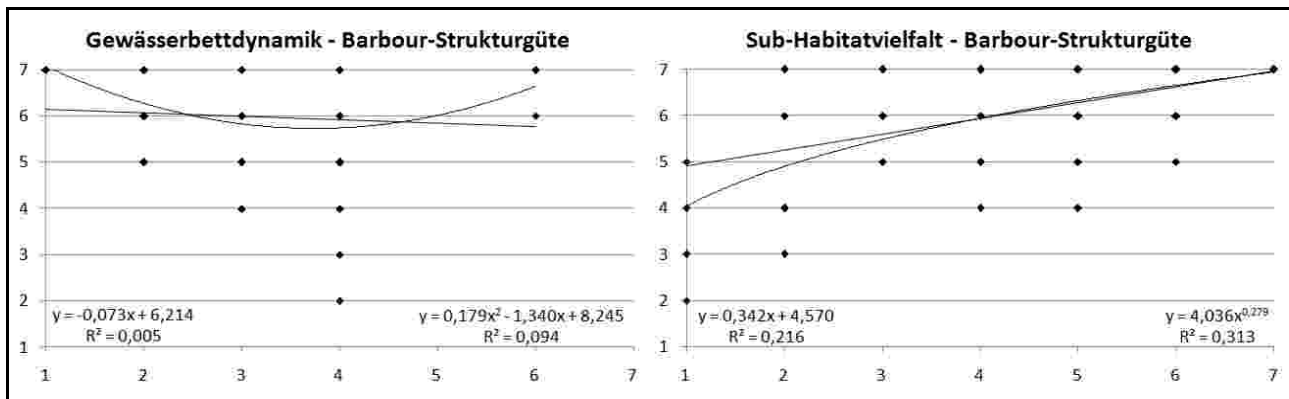


Abb. 12-97: Korrelationen zwischen den Güteklassen der Gewässerbettdynamik, der Sub-Habitatvielfalt und der Strukturgüte nach BARBOUR ET AL. (1999)

In einem letzten Auswertungsschritt wurden die Übereinstimmungen und Abweichungen der Barbour-Strukturgüte von den beiden Vergleichsparametern Gewässerbettdynamik und Sub-Habitatvielfalt ermittelt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Strukturgüte, wie sie nach dem von BARBOUR ET AL. (1999) vorgeschlagenen Rapid Bioassessment Protocol der EPA aus den Daten der Gewässerbettmorphologie abgeleitet werden können, sehr deutlich von der Gewässerbettdynamik als Teilbewertung der Gewässerstrukturgüte abweicht. In 23% aller Kartierabschnitte wurde eine Abweichung von vier Güteklassen festgestellt und in weiteren 40% waren es sogar fünf und mehr Güteklassen (Abb. 12-98). Zwischen der Barbour-Strukturgüte und der Sub-Habitatvielfalt ist der Grad der Übereinstimmung deutlich größer. In 12,8% aller Kartierabschnitte erfolgte die Bewertung beider Parameter mit der gleichen Güteklasse und in 33% wurde nur eine Abweichung um eine Güteklasse festgestellt. Allerdings wurden in 36% aller Kartierabschnitte Abweichungen von mindestens drei Güteklassen registriert.

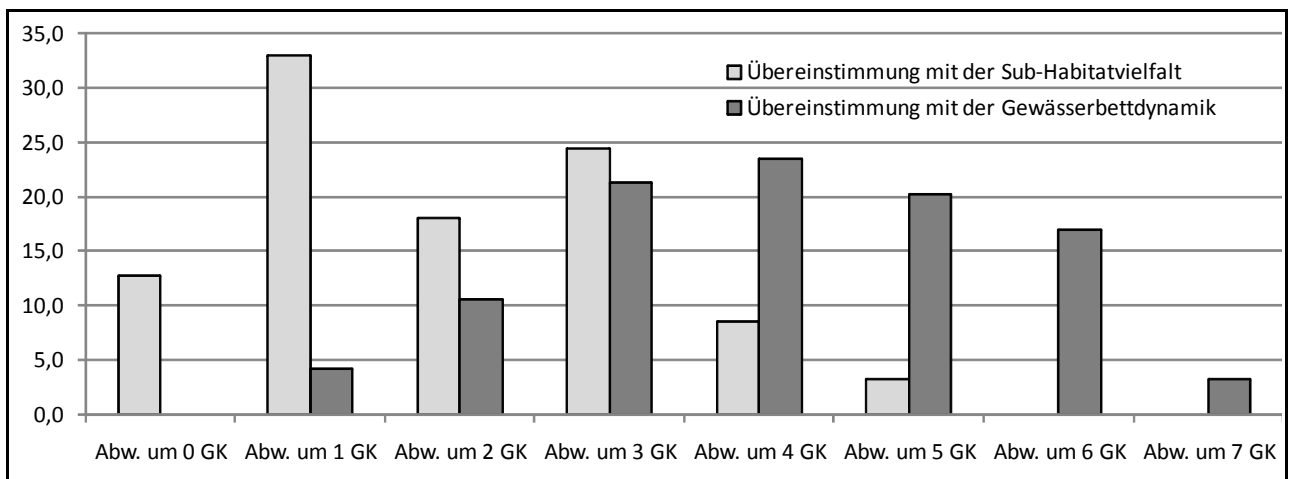


Abb. 12-98: Abweichungen der Strukturgüte nach BARBOUR ET AL. (1999) von der Gewässerbettdynamik und der Sub-Habitatvielfalt (in %)

Aus diesen Ergebnissen lassen sich folgende Erkenntnisse herauslesen. Zum einen ist der Ansatz nach BARBOUR ET AL. (1999) deutlich schlechter geeignet, Zusammenhänge zwischen der Gewässerstrukturgüte und der Strukturvielfalt des Gewässerbettes abzubilden als die Habitatvielfalt nach dem TRiSha-Verfahren. Zum anderen ist die Ausbildung der (Sub-)Habitate des Makrozoobenthos' abhängig von der Kombination von Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit. Dass sie jedoch nicht nur durch die Strömungs- und Tiefenverhältnisse determiniert sind, zeigt das geringe Bestimmtheitsmaß der Korrelation. Vor allem

im Bereich der als gut und sehr gut bewerteten Sub-Habitatvielfalt (Güteklassen 1-3) kommt es zu einer deutlichen Unterschätzung der strukturellen Vielfalt bei alleiniger Berücksichtigung der Wasserführung.

Der Ansatz zur Bewertung der Strukturgüte nach dem Rapid Bioassessment Protocol kann als ungeeignet verworfen werden, während der TRiSHa-Ansatz trotz einer ebenfalls nur schlechten Korrelation mit den Ergebnissen der Gewässerstrukturgüte die Zusammenhänge besser beschreibt.

Die Ergebnisse des Vergleichs der Gewässerstrukturgüte und des TRiSHa-Verfahrens ergaben, dass die Daten der Gewässerstrukturgütekartierung nicht ohne weiteres auf die tatsächliche Gewässerbettmorphologie übertragbar sind. Während es in einigen Bereichen sehr gut funktionierte (Weide 3 und verallgemeinert: strukturarme und strömungsberuhigte Abschnitte mit geringer Gewässerbreite), lagen die Ergebnisse in anderen Bereichen (vor allem in den strukturreichen Abschnitten) sehr weit auseinander.

Im Hinblick auf die eingangs angeführten Studien, welche deutliche Zusammenhänge zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem Makrozoobenthos nachweisen konnten, kann festgehalten werden, dass auf der lokalen Ebene keine deutlichen Verbindungen zwischen der Gewässerstrukturgüte und der Gewässerbettmorphologie nachgewiesen werden konnten und somit auch die Zusammenhänge zwischen der Strukturgüte und dem Makrozoobenthos zumindest in Frage gestellt werden müssen. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch TÖDTMANN ET AL. (2005), die keine Verbindung zwischen den Gewässerstrukturgütedaten und der Bewertung des Makrozoobenthos' nach dem PERLODES-Verfahren feststellen konnten. Maßgeblich für die schlechte Verbindung zwischen der Strukturgüte und der Sohlstruktur ist der Überblickscharakter der Gewässerstrukturgütekartierung. Selbst das Vor-Ort-Verfahren liefert im Bezug auf die Mikrohabitat-Ebene nicht mehr als stark generalisierte Informationen die zudem nicht direkt an Ort und Stelle, sondern indirekt vom Gewässerufer aus erfasst wurden. Für kleinere Fließgewässer mögen die so gewonnenen Daten durchaus repräsentativ sein und den Nachweis eines entsprechenden Zusammenhangs ermöglichen (siehe VÖLKER 2008). Für größere Fließgewässer nimmt die Genauigkeit der Strukturgütedaten aufgrund der Breite und Tiefe des Gewässers und der damit eingeschränkten Einsicht in die Sohlstruktur jedoch deutlich ab.

Eine generelle Übertragbarkeit der Ergebnisse der Gewässerstrukturgüte der Lahn soll damit nicht ausgeschlossen werden, doch scheinen hierfür umfangreichere Analysen der Ergebnisse des TRiSHa-Verfahrens (Identifikation geeigneter Vergleichsparameter vor allem für die Gewässerbettdynamik) und insgesamt ein größerer Datenbestand erforderlich zu sein, der auch andere Gewässertypen mit einbezieht. Dies konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht erfolgen und muss somit als Ansatzpunkt für weitere Forschungsarbeiten offen bleiben.

12.6 Zusammenfassung

Im Verlauf der dreijährigen Kartierarbeiten wurden die zehn Untersuchungsabschnitte mehrfach untersucht. Insgesamt liegen dadurch 2.541 Datensätze mit detaillierten Informationen über die Sohlsedimente, die zusätzlichen Gewässerbettstrukturen und die Wasserführung vor. Diese Daten lassen sich hinsichtlich ihrer Lage in den drei Untersuchungsgebieten, ihrer Lage im Hauptlauf oder in einem der renaturierten Seitenarme sowie hinsichtlich der zeitlichen Veränderung in den Untersuchungsabschnitten vergleichend auswerten, was in den vorangegangenen Teilkapiteln ausführlich getan wurde. Die gesammelten Ergebnisse sollen an dieser Stelle nochmals zusammengefasst werden.

12.6.1 Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten

In den drei Untersuchungsgebieten spiegeln sich deutlich die Einflüsse des anthropogen gesteuerten Abflussverhaltens wider. Das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“, welches unterhalb des Grüner Wehres liegt, und auch das Gebiet „Gisselberger Straße“ sind durch eine hohe Strömungsvielfalt und eine starke Tiefenvarianz gekennzeichnet. In dem Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ hingegen, welches oberhalb des Steinmühlwehres liegt, ist die Fließgeschwindigkeit der Lahn durch den Rückstau der Wehranlage stark verringert. Statt des strömungsreichen Charakters eines Mittelgebirgsflusses mit typischer Pool-Riffle-Abfolge fließt die Lahn hier nur träge und homogen, ist also eher durch einen potamalen Charakter geprägt. Dies wirkt sich auch entscheidend auf die Sohlsubstrate und Habitattypen aus. Während die Gebiete „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ eine naturgemäße Dominanz der Grobsubstrate aufweisen, wird das Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ durch Feinsedimente und vor allem einen hohen Schlammanteil charakterisiert.

12.6.2 Unterschiede zwischen den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten

In den beiden renaturierten Gebieten „Auf der Weide“ und „Cappeler Fischerwiese“ wurden deutliche Unterschiede zwischen der Gewässerbettmorphologie des Hauptlaufs der Lahn und den Seitenarmen festgestellt. In beiden Gebieten erhöhte sich die Gesamthabitatzahl durch die Seitenarme deutlich. So wurden im Gebiet „Auf der Weide“ 2006 fünf von 22 Habitattypen ausschließlich in den Seitenarmen nachgewiesen, im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ waren es sogar 13 von 25 Typen. Bezogen auf alle 10 Untersuchungsabschnitte wurden 2006 in allen Hauptlaufabschnitten 24 Habitattypen nachgewiesen und in den Seitenarmen 22, wobei zu berücksichtigen ist, dass den sechs Hauptlaufabschnitten nur vier Seitenarmabschnitte gegenüberstehen. Im Jahr 2008 wurden in den Hauptlaufabschnitten 29 Habitattypen erfasst und in den Seitenarmabschnitten 26. Die Typen, die überwiegend in den Seitenarmen nachgewiesen wurden werden vor allem von sandigen und lehmigen Sohlsubstraten charakterisiert. Die Typen, welche in den Hauptlaufabschnitten dominant auftreten, gehören hingegen der Klasse der kies- und blockgeprägten Habitate an. Diese Unterscheidung in grobmaterialreiche Hauptlaufbereiche und feinsedimentgeprägte Seitenarme kann als gewässertypspezifisch angesehen werden. Allerdings entspricht die Morphologie der renaturierten Seitenarme nicht den Leitbildern des „Furkationsgewässers“ und des Fließgewässertyps 9.2, welche auch in den Verzweigungen des verwilderten Flusses grobe Sohlsedimente vorsehen.

Die Erhöhung der Mikrohabitatvielfalt durch die Renaturierungsmaßnahmen konnte von JÄHNIG ET AL. (2008a) nicht bestätigt werden, was jedoch einerseits sehr wahrscheinlich an den Defiziten der verwendeten EURO-LIMPACS-Kartiermethode liegt. Andererseits wurden die Untersuchungen von Jähmig et al. in Mittelgebirgsflüssen durchgeführt, in denen die Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte einen sehr ähnlichen Charakter aufwiesen. THIESMANN & LORENZ (2005) konnten hingegen ebenfalls eine Zunahme der Substrat- und Strömungsvielfalt in renaturierten Gewässerabschnitten feststellen, die mit einer kleinteiligen Mosaikstruktur einher ging.

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zwischen den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten ist die Heterogenität der Habitatverteilung. Während in den Hauptlaufabschnitten ein einzelner Habitattyp das Gewässerbett deutlich dominiert und der Großteil der Habitatvielfalt auf die Uferbereiche beschränkt ist, ist die Dominanz der häufigsten Typen in den

Seitenarmabschnitten geringer und es bildet sich im Gewässerbett eine hoch diverse Mosaikstruktur der Habitattypen aus. Vergleichbare Ergebnisse haben PANEK ET AL. (2008) für den Liesingbach in Wien festgestellt. Auch dort hat sich innerhalb weniger Jahre nach Umsetzung einer Renaturierungsmaßnahme die Heterogenität der Substrat- und Habitatzusammensetzung deutlich erhöht.

Auch bezüglich der Wasserführung lassen sich Unterschiede zwischen dem Hauptlauf der Lahn und den Seitenarmen feststellen, die allerdings weniger stark ausgeprägt sind als bezüglich der Sohlsubstrate und der Habitate. Tendenziell sind die Seitenarmabschnitte flacher und die Strömungsgeschwindigkeit ist geringer als in den benachbarten Hauptlaufabschnitten.

12.6.3 Zeitliche Entwicklung der Gewässerbettmorphologie

Die zweimalige Wiederholung der Kartierung zeigte, dass die Gewässerbettmorphologie hochdynamisch ist, der Grad der Dynamik jedoch in den 10 untersuchten Abschnitten sehr unterschiedlich ausgeprägt ist. Vor allem im Hauptlauf der Lahn ist eine klare Abhängigkeit der Morphodynamik von der mittleren Strömungsgeschwindigkeit und der mittleren Tiefe des Gewässerbettes zu erkennen. Im Gebiet „Auf der Weide“ ist der Hauptlauf der Lahn durch eine größere Veränderlichkeit der Sohlstruktur gekennzeichnet als die Seitenarmabschnitte. In dem stark stauregulierten Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ hingegen ist die Dynamik im Hauptlauf der Lahn deutlich geringer als in den anderen Untersuchungsgebieten, aber auch als in den Seitenarmabschnitten des gleichen Gebietes.

In den Seitenarmen konnte vor allem eine große Habitatdynamik festgestellt werden, die teilweise auf Substratveränderungen, häufiger jedoch auf Sukzessionsprozesse (z.B. die Ausbreitung von Makrophytenbeständen) zurückzuführen war.

Die größten Veränderungen wurden im Vergleich der Jahre 2006 und 2007 registriert. Verantwortlich für die abschnittsweise sehr große Dynamik war ein HQ50-Ereignis, welches Anfang des Jahres 2007 auftrat. Dieses Hochwasserereignis führte zu einem Austrag von Feinsubstraten und zu einer starken Reduzierung der Makrophytenbestände. Die hochwasserfreie Periode 2007 bis 2008 hingegen wies eine deutlich geringere Dynamik auf, die größtenteils auf eine Wiederherstellung des Zustandes von 2006 ausgerichtet war (Zunahme der Makrophytenbestände und der Feinsubstrate). Allerdings konnte in den Seitenarmabschnitten eine deutlich höhere Dynamik als in den Hauptlaufabschnitten registriert werden, die zudem teilweise auch gleichgerichtet zu der hochwasserinduzierten Dynamik verlief (Verringerung des Feinsubstratanteils). Überlagert werden diese Prozesse durch die Sukzession der renaturierten Abschnitte, die zu einer weiteren Erhöhung der Gewässerbettdynamik führt.

12.6.4 Korrelationen

Die Daten der TRiSHa-Kartierung wurden mit den Ergebnissen der Gewässerstrukturgüte verglichen um die Möglichkeiten der Datenübertragung zwischen diesen beiden sehr unterschiedlichen Methoden zu analysieren. Eine solche Übertragbarkeit könnte sowohl einer Konkretisierung der Gewässerstrukturgüte als auch einer Vereinfachung des TRiSHa-Verfahrens dienen. Der Vergleich hat jedoch gezeigt, dass die Korrelationen zwischen den Parametern der Gewässerstrukturgüte und den entsprechenden Parametern des TRiSHa-Verfahrens größtenteils sehr schlecht ausfallen. Einzig und allein die Strömungsvielfalt, welche im Zuge der Gewässerstrukturgütekartierung mit großer Sicherheit vom Ufer aus erfasst werden kann, wies eine deutliche Korrelation mit den tatsächlich kar-

tierten Strömungsverhältnissen auf. Die übrigen betrachteten Parameter der Gewässerstrukturgüte ließen sich nur schwer mit den tatsächlichen Ausprägungen der Gewässerbettmorphologie in Einklang bringen. Dies liegt zum Großteil an der großen Breite und Tiefe der Lahn, die die Erfassungen von Strukturen der Gewässersohle vom Ufer aus erschweren. Ein weiterer Grund für die großen Diskrepanzen ist in den verschiedenen Skalen der beiden Methoden zu sehen. Die Gewässerstrukturgüte bewertet die Strukturausstattung eines Gewässers in den Größenordnungen von 10 bis 100 Metern (nach offiziellen Vorgaben sind die Abschnitte noch länger), während das TRiSHa-Verfahren auf einer um ein bis zwei Größenklassen kleineren Betrachtungsebene angesiedelt ist. Die für das Makrozoobenthos relevante Mikroskala wird durch das TRiSHa-Verfahren gut abgedeckt. Ob sich die strukturellen Unterschiede auf der größeren Ebene der Gewässerstrukturgüte auch in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' widerspiegeln wird die Auswertung der faunistischen Daten im nächsten Kapitel erörtern, für die Mikrohabitate der aquatischen Wirbellosen konnte in diesem Kapitel kein deutlicher Zusammenhang mit der Gewässerstrukturgüte festgestellt werden.

12.6.5 Einschätzung des Renaturierungserfolges

Basierend auf diesen Ergebnissen kann der Erfolg der beiden untersuchten Renaturierungsmaßnahmen abgeschätzt werden. In beiden Lahnabschnitten haben die renaturierten Seitenarme zu einer Diversifizierung der Sohlsubstrate und zur Schaffung neuer, kleinteilig differenzierter Habitatstrukturen beigetragen. Die Seitenarme können aufgrund ihrer geringeren Strömungsgeschwindigkeit als Refugialraum für bestimmte Tierarten dienen, weisen jedoch gleichzeitig eine hohe Dynamik der Gewässerbettmorphologie auf und bieten somit Lebensräume für Arten mit ganz verschiedenen Ansprüchen. Die eigendynamische Gewässerentwicklung vollzieht sich in den beiden untersuchten Renaturierungsabschnitten in hohem Tempo, wobei vor allem Hochwasserereignisse als Triebkraft der Eigendynamik identifiziert werden konnten. Es hat sich jedoch auch gezeigt, dass die Seitenarmbereiche auch während hochwasserfreier Jahre eine hohe Dynamik aufweisen.

Im Hinblick auf die Geschwindigkeit der eigendynamischen Entwicklung und damit auf die zeitliche Komponente der Erreichung des Entwicklungszieles kann aus den Ergebnissen geschlossen werden, dass in den untersuchten Renaturierungsbereichen eine starke Differenzierung während der ersten Jahre zu verzeichnen ist (Abschnitt Cappel 4) und selbst sechs bis acht Jahre nach der Umsetzung der Maßnahme noch größere Veränderungen auftreten können (Abschnitt Weide 4). In dem ältesten Renaturierungsabschnitt (Cappel 3) wurden nach 11 Jahren nur noch geringe Veränderungen registriert.

Die qualitative Komponente der Erreichung des Entwicklungszieles muss hingegen kritisch gesehen werden. Keiner der untersuchten Seitenarmabschnitte entspricht dem Leitbild eines verwilderten Mittelgebirgsflusses, welches durch ein flaches und stark durchströmtes Bett mit hohem Grobsubstratanteil charakterisiert ist. Dieses Leitbild des Furkationsgewässers, welches im Oberlauf der Lahn wiederholt erfolgreich erreicht werden konnte, erscheint für die Lahn unterhalb des Zusammenflusses mit der Ohm aufgrund des geringeren Gefälles und der erhöhten Wasserführung nur noch sehr eingeschränkt Gültigkeit zu besitzen. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die renaturierten Lahnabschnitte keine qualitative Aufwertung darstellen, ganz im Gegenteil. Durch die Renaturierungsmaßnahmen entstanden hoch diverse Bereiche, die am ehesten als Altarme bezeichnet werden können und als solche sehr wertvolle Lebensräume darstellen.

Im Hinblick auf die geplante Renaturierung des Untersuchungsgebietes „Gisselberger Straße“ kann festgehalten werden, dass die Lahn in diesem Bereich schon heute die größte Dynamik aller drei untersuchten Gebiete aufweist. Das Gewässerbett ist größten-

teils flach und die Strömungsgeschwindigkeit ist hoch. Dies sind ideale Voraussetzungen für eine Renaturierung unter Verwendung des Leitbilds des Furkationsgewässers. Eine Verzweigung in diesem Bereich würde den Strukturreichtum der Lahn noch vergrößern und könnte innerhalb weniger Jahre zur Ausbildung eines der morphologisch wertvollsten Lahnabschnitte unterhalb Marburgs führen.

13. Makrozoobenthosuntersuchung

Basierend auf den Ergebnissen der Morphologiekartierung nach dem TRiSHa-Verfahren wurden in den Jahren 2006 und 2008 habitatspezifische Proben des Makrozoobenthos' entnommen. Die insgesamt 165 Einzelproben wurden getrennt sortiert und analysiert. In dem folgenden Kapitel werden die Befunde dieser Untersuchung ausführlich dargestellt. Zunächst soll hierbei auf die Gesamttaxaliste und deren allgemeine Zusammensetzung eingegangen werden.

In dem darauf folgenden Abschnitt werden die nachgewiesenen Taxa hinsichtlich ihrer autoökologischen Ansprüche und Eigenschaften betrachtet, um auf diese Weise eine allgemeine Charakteristik der benthischen Fauna der Lahn bei Marburg herauszuarbeiten.

In einem dritten Schritt werden die Taxa mit den einzelnen Parametern der Gewässerbettmorphologie und der Habitattypologie in Verbindung gesetzt, um die funktionalen Zusammenhänge zwischen der Ausgestaltung des Gewässerbettes und der Besiedlung durch das Makrozoobenthos näher zu betrachten.

Der vierte Schritt beinhaltet schließlich die Zusammenführung der Taxa auf Ebene der einzelnen Untersuchungsabschnitte und die ökologische Bewertung im Sinne der EU-WRRL der untersuchten Teilstrecken der Lahn.

In einem fünften und letzten Schritt werden die wesentlichen Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchung schlussendlich zusammengefasst.

Bei der Ergebnisdarstellung der folgenden Kapitel gilt zu beachten, dass die aus der Lahn entnommenen Proben, obwohl die Probennahme gemäß der aktuell gültigen Verfahrensvorschrift (MEIER ET AL. 2006b) durchgeführt wurde, kein endgültiges und allgemeingültiges Bild der Wirbellosenfauna der Lahn liefern können. Zum einen behalten die Daten, trotz der großen Anzahl der entnommenen Proben, den Charakter räumlicher Stichproben mit einer begrenzten Aussagekraft über die Grundgesamtheit. So konnten beispielsweise SUNDERMANN & HAASE (2005) deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosproben aus morphologisch vergleichbaren, räumlich benachbarten Fließgewässerabschnitten feststellen können. Zum anderen verändert sich die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' im Jahreslauf teilweise sehr deutlich (VOGT & SCHÄFER 2003) – und das auch während des offiziell empfohlenen Beprobungszeitraums. PLIÜRAITÉ (2001 & 2007) konnte dies in umfangreichen Studien belegen. Die jahreszeitliche Variabilität des Makrozoobenthos' liegt dabei in der großen Dynamik der aquatischen Lebensräume hinsichtlich des Abflusses, der Sohlstabilität, den Sohlsubstraten und der Schwankung chemisch-physikalischer Parameter sowie in den individuellen Entwicklungszyklen verschiedener Artengruppen begründet (PLIÜRAITÉ 2007: 299). Das gleiche gilt auch für die interannuelle Variabilität, die sich u.a. darin ausdrückt dass Nischen, die in einem Jahr von einer Art besetzt wurden, im darauf folgenden Jahr von einer anderen Art mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen besetzt sein können (RESH 1992; FELD 2010; VOGT & SCHÄFER 2003). Zeitlich hoch aufgelöste Untersuchungen des Makrozoobenthos' in einem kleineren Fluss Litauens haben ergeben, dass alle untersuchten Organismengruppen während des Zeitraums von März bis November 2004 starke Schwankungen in ihren Abundanzen aufwiesen (Tab. 13-01). Die Zahl der gefundenen Taxa schwankte innerhalb des Zeitraums von Ende März bis Anfang November zwischen 21 und 42 (PLIÜRAITÉ 2007: 301). Eine Untersuchung der Abhängigkeit der Besiedlung von den Sohlsubstraten ergab, dass Beprobungsstellen mit großen Steinen und Blöcken im Juli die höchsten Abundanzen aufwiesen, während für kiesige Substrate die maximale Individuendichte in den Monaten Sep-

tember und Oktober erreicht wurde und die Abundanzen in sandigen Bereichen ganzjährig nahezu konstant niedrig blieben (PLIÜRAITÉ 2001: 41).

Tabelle 13-01 veranschaulicht sehr gut, dass die verschiedenen Organismengruppen unterschiedlich stark auf die zeitliche Dynamik reagieren. Die *Chironomidae* wiesen hierbei die größten Abundanzschwankungen auf, was PLIÜRAITÉ damit begründet, dass die Zuckmücken durch ihren kurzen Entwicklungszyklus kurzfristig auf veränderte Umweltbedingungen reagieren können und sich unter günstigen Verhältnissen rasch stark vermehren können. JACKSON & FÜREDER (2006) betonen, dass Untersuchungen des Makrozoobenthos' selbst bei mehrjährigen Messreihen nur „Schnappschüsse“ der natürlichen Verbreitungsmuster darstellen. Die Art und Signifikanz der beobachtbaren Muster hängt somit stark von der zeitlichen Dimension der Betrachtung ab.

Tab. 13-01: Spannweite der Abundanzen (in Individuen pro Quadratmeter) verschiedener Organismengruppen bei insgesamt 16 Beprobungen von März bis November 2004 (verändert nach PLIÜRAITÉ 2007)

Organismengruppe	Abundanzminimum (Ind./m ²)	Abundanzmaximum (Ind./m ²)	Faktor
Ephemeroptera	17	114	x 6,7
Plecoptera	12	450	x 37,5
Trichoptera	37	397	x 10,7
Chironomidae	2	750	x 375,0
Oligochaeta	75	455	x 6,1
Mollusca	2	110	x 55,0
Makrozoobenthos gesamt	182	2730	x 15,0

Die Schwankung der Artenzusammensetzung konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht vollständig eliminiert werden, aber durch die Wiederholung der Probennahme in insgesamt drei Jahren während annähernd gleicher Abflussverhältnisse wurde der Einfluss der natürlichen Variation auf die Qualität der Untersuchungsergebnisse zumindest verringert.

13.1 Gesamttaxaliste

In den 165 Proben wurden insgesamt 118 Taxa nachgewiesen, welche größtenteils bis auf das Artniveau bestimmt werden konnten. Einige Taxa schwierig zu bestimmender Arten konnten nur bis auf Gattungs- oder Familienniveau bestimmt werden (z.B. *Baetis* sp. oder *Chironomini* Gen. sp.). In Ausnahmefällen wurden einzelne, sehr junge Individuen als Morphospezies angesprochen, d.h. als Taxon, welches sich in seiner Morphologie deutlich von den anderen nachgewiesenen Taxa unterscheidet, jedoch aufgrund fehlender Bestimmungsmerkmale nicht eindeutig bestimmt werden kann. In der ökologischen Bewertung der Untersuchungsabschnitte wurden diese Taxa nicht berücksichtigt, so dass lediglich 101 Taxa für die Berechnung der biologischen Gewässergüte herangezogen wurden. Für die Analyse der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' wurden diese Taxa jedoch in die Gesamttaxaliste integriert, um ein möglichst vollständiges Bild aufzeigen zu können.

Die Auswertung der Taxa erfolgt teilweise auf stark aggregierten taxonomischen Einheiten. Diese werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit als „taxonomische Ordnungen“ angesprochen. Der Begriff „Ordnung“ bezieht sich dabei jedoch nicht auf die Ordnung als Bindeglied zwischen der Klasse und der Familie, sondern bezeichnet alle systematischen

Einheiten oberhalb des Familienniveaus. Notwendig wurde diese Festlegung durch die uneinheitliche systematische Bezeichnung in der operationellen Taxaliste (www.FLIESSGEWASSERBEWERTUNG.DE). So werden in der operationellen Taxaliste Ordnungen (z.B. *Coleoptera*, *Diptera*, *Trichoptera*), Überordnungen (*Ephemeroptera*, *Odonata*), Unterordnungen (*Heteroptera*), Klassen (*Turbellaria*) und sogar Stämme (*Mollusca*) gleichberechtigt verwendet.

In Abweichung von der operationellen Taxaliste werden die Taxa der *Decapoda*, *Isopoda* und *Amphipoda* im Rahmen der folgenden Auswertung zum Unterstamm der *Crustacea* zusammengefasst.

Insgesamt wurden im Rahmen dieser Untersuchung 24.386 Individuen sortiert und bestimmt, was rund 207 Individuen pro Taxon bzw. 148 Individuen pro Probe entspricht.

Aus den Individuen pro Probe wurde als Vorbereitung für die Berechnung der Metrics auch die Individuendichte berechnet. Gemittelt über alle Proben ergibt sich hieraus eine Dichte von 2.365 Individuen/m².

Es wurden Taxa aus 15 verschiedenen aquatischen Ordnungen nachgewiesen, wobei die Köcherfliegen (*Trichoptera*), Zweiflügler (*Diptera*) und Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) mit insgesamt 41 Taxa mehr als 50% aller Taxa stellen und somit auf Ebene der Taxa dominieren (Abb. 13-01, linker Teil).

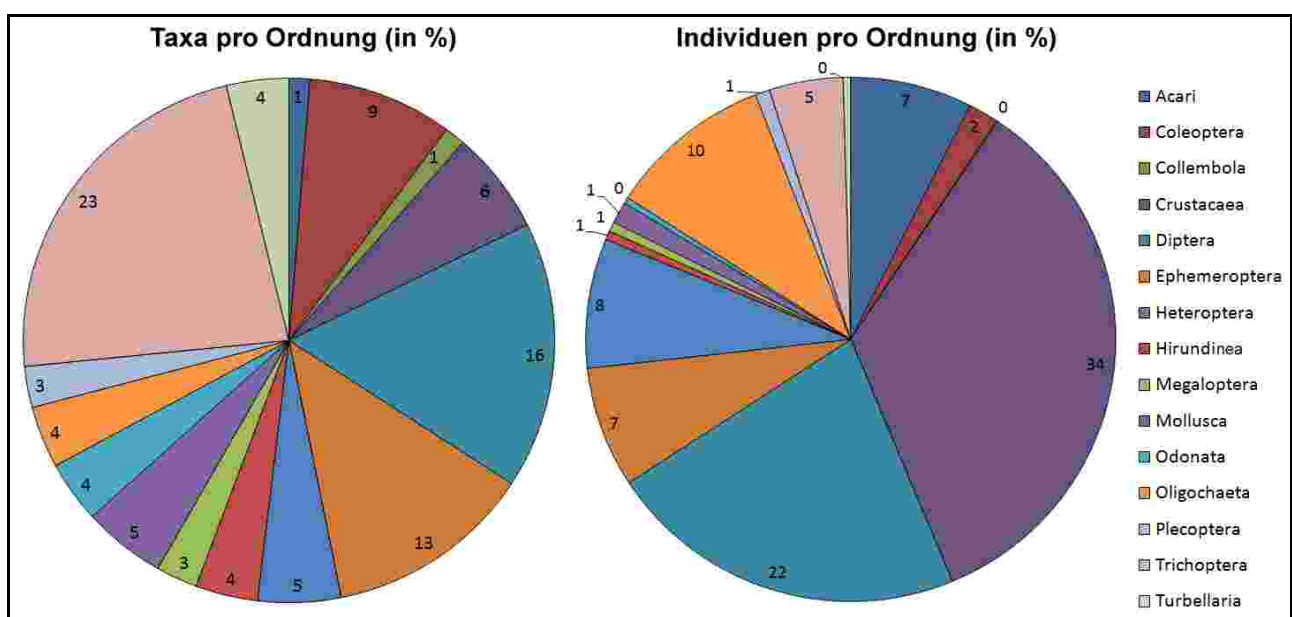


Abb. 13-01: Zusammensetzung der Gesamttaxaliste – Anteile der Ordnungen an der Gesamttaxazahl und der Gesamtindividuidichte (in %)

Dieses Bild verändert sich etwas, betrachtet man die Verteilung der 15 Ordnungen auf Ebene der Individuen. Hier dominieren die *Crustacea* deutlich, gefolgt von den *Diptera* und den *Ephemeroptera* (Abb. 13-01, rechter Teil).

Etliche Ordnungen, wie die Libellen (*Odonata*) oder Strudelwürmer (*Turbellaria*) wurden nur so selten nachgewiesen, dass sie mit weniger als 1% an der Zusammensetzung der Gesamttaxaliste beteiligt sind. Die Wassermilben (*Acari*) andererseits stellen mit 7% eine der stärkeren Individuengruppen dar, werden jedoch in der Fließgewässerbewertung nach

dem PERLODES-Verfahren überhaupt nicht berücksichtigt, da sie nicht Teil der Makrofauna sind und zudem keine ausreichenden Informationen über ihre Taxonomie und ihre ökologische Indikationsfähigkeit vorliegen. Aus diesem Grund wurden die Wassermilben in dieser Untersuchung auch nicht eingehender untersucht.

Die größte Individuendichte wurde mit 1.112 Individuen/m² bei den Kriebelmückenlarven (*Simulium* sp.) verzeichnet, gefolgt von den Flohkrebssen (*Gammarus roeseli*) und den Zuckmückenlarven (*Chironomini* Gen. sp.) In Tab. 13-02 sind die 20 Taxa mit der größten Individuendichte dargestellt.

Sieben der 20 Taxa mit der größten Individuendichte zählen zu der Ordnung der *Diptera* und weitere vier Taxa zählen zu den *Crustacea* (Krebstiere).

Tab. 13-02: Die 20 Taxa mit der größten Individuendichte

Taxon	Mittelwert Individuen/m ²	Ordnung
<i>Simulium</i> sp.	1.112,0	Diptera
<i>Gammarus roeseli</i>	795,5	Crustacea
<i>Chironomini</i> Gen. sp. 1	456,0	Diptera
<i>Corixidae</i> Gen. sp. (<i>Micronecta minutissima</i>)	271,0	Heteroptera
<i>Tubificidae</i> Gen. sp. (<i>Tubifex</i> sp.)	270,4	Oligochaeta
<i>Daphnia</i>	252,0	Crustacea
<i>Gammarus pulex</i>	248,9	Crustacea
<i>Chironomini</i> Gen. sp. 2	235,4	Diptera
<i>Hydrocarina</i> sp.	217,6	Acari
<i>Cloeon dipterum</i>	192,0	Ephemeroptera
<i>Heteroptera</i> Gen. sp. 2	192,0	Heteroptera
<i>Baetis</i> sp.	177,6	Ephemeroptera
<i>Chironomini</i> Gen. sp. 3	173,8	Diptera
<i>Valvata piscinalis</i>	170,0	Mollusca
<i>Chironomini</i> Gen. sp. 4	158,0	Diptera
<i>Asellus aquatica</i>	137,7	Crustacea
<i>Trichoptera</i> spec. 1	128,0	Trichoptera
<i>Diptera</i> spec. 7	128,0	Diptera
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	124,8	Trichoptera
<i>Chironomini</i> Gen. sp. 5	121,6	Diptera

Im Mittel aller Taxa beträgt die Individuendichte 86,2 Individuen/m², wobei die Hälfte aller Taxa eine Dichte von weniger als 54,5 Individuen/m² aufweist.

Neben der Individuendichte ist die Stetigkeit der einzelnen Taxa, d.h. die Konstanz ihres Nachweises in den 165 Proben, interessant für eine Analyse der Makrozoobenthosfauna in den Untersuchungsgebieten. In Tab. 13-03 sind die 20 Taxa aufgelistet, welche die größte Stetigkeit aufwiesen. Hier zeigt sich, dass einige Taxa mit einer großen mittleren Individuendichte auch mit großer Stetigkeit in einer Mehrzahl aller Proben vorkommen (z.B. die verschiedenen Chironomidenarten). Andere Taxa, welche eine sehr hohe Individuendichte aufweisen (*Simulium* sp.), konnten in nur wenigen Proben nachgewiesen wer-

den und wieder andere Taxa kommen mit großer Stetigkeit aber nur geringen Individuendichten vor (z.B. die Käferarten).

Tab. 13-03: Die 20 Taxa mit der größten Stetigkeit

Taxon	Vorkommen in % aller Proben	Ordnung
Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	87,3	Oligochaeta
Gammarus roeseli	85,5	Crustacea
Hydrocarina sp.	81,2	Acari
Chironomini Gen. sp. 2	73,3	Diptera
Baetis sp.	66,7	Ephemeroptera
Chironomini Gen. sp. 1	60,6	Diptera
Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	57,6	Heteroptera
Chironomini Gen. sp. 3	46,7	Diptera
Mystacides azureus	40,6	Trichoptera
Oulimnius sp. Adult	39,4	Coleoptera
Asellus aquatica	32,1	Crustacea
Daphnia	29,1	Crustacea
Aphelocheirus aestivalis	22,4	Heteroptera
Sialis lutaria	20,6	Megaloptera
Sphaerium corneum	20,6	Mollusca
Hydropsyche siltalai	20,6	Trichoptera
Caenis macrura Gruppe	20,0	Ephemeroptera
Chironomini Gen. sp. 4	19,4	Diptera
Ephemera danica	19,4	Ephemeroptera
Elmis aenea Adult	15,2	Coleoptera

Um die Makrozoobenthosfauna sowohl hinsichtlich der Stetigkeit als auch der Individuendichte darstellen zu können, wurden beide Parameter klassifiziert und kombiniert.

Um die Zahl der auszuwertenden Klassen überschaubar zu halten, wurden sowohl für die Stetigkeit als auch für die Individuendichte je drei Klassen (hoch, mittel, gering) ausgewiesen, welche zu neun gemischten Klassen zusammengeführt wurden.

Folgende Klassengrenzen wurden dabei verwendet (Tab. 13-04):

Tab. 13-04: Klassengrenzen der Stetigkeit und der Individuendichte

	Vorkommen in % aller Proben	Mittelwert Individuen/m²
gering	0-33%	0-50
mittel	34-66%	51-200
hoch	67-100%	>200

Aus der Kombination beider Parameter ergibt sich die in Tab. 13-05 dargestellte Verteilung der Taxa.

Drei Taxa (2,5% aller Taxa) wiesen sowohl eine hohe Stetigkeit (Vorkommen in mindestens 67% aller Proben) als auch eine hohe Individuendichte (>200 Individuen/m²) auf. Dies waren *Hydrocarina sp.*, *Tubificidae Gen. sp.* und *Gammarus roeseli*.

Weitere 2 Taxa wurden mit hoher Stetigkeit aber nur mittlerer Dichte (51-200 Individuen/m²) nachgewiesen (*Baetis sp.* und *Chironomini Gen. sp. 2*). Eine weitere Chironomiden-Morphospezies (Nr. 1) und die Wanzen der *Corixidae Gen. sp.* wiesen eine hohe Dichte und eine mittlere Stetigkeit auf und fünf weitere Taxa (*Gammarus pulex*, *Daphnia*, *Simulium sp.* und eine dritte Chironomiden-Morphospezies (Nr. 5) wurden in nur wenigen Proben nachgewiesen (geringe Stetigkeit), traten in diesen dann jedoch in hoher Individuendichte auf.

91,6% aller Taxa wurden in höchstens einem Drittel aller Proben nachgewiesen und 50% dieser Taxa wiesen zudem auch nur Individuendichten von weniger als 50 Individuen/m² auf.

Tab. 13-05: Verteilung aller Taxa auf die Parameter Stetigkeit und Individuendichte (in %)

Relative Häufigkeit aller Taxa in %	Stetigkeit & Dichte kombiniert
Hohe Stetigkeit & Hohe Dichte	2,5
Hohe Stetigkeit & Mittlere Dichte	1,7
Hohe Stetigkeit & Geringe Dichte	0
Hohe Dichte & Mittlere Stetigkeit	1,7
Hohe Dichte & geringe Stetigkeit	3,4
Mittlere Stetigkeit & Mittlere Dichte	2,5
Mittlere Stetigkeit & Geringe Dichte	0
Mittlere Dichte & Geringe Stetigkeit	42,4
Geringe Dichte & Geringe Stetigkeit	45,8

Die *Tubificidae* und die *Chironomidae*, die in hoher Stetigkeit und erheblicher Individuendichte nachgewiesen wurden, sind besonders tolerant gegenüber anthropogenen Gewässerbelastungen und verfügen zudem über sehr effiziente Wiederbesiedlungsstrategien, die ihnen einen Vorteil gegenüber vielen anderen Taxa verschaffen (Pires et al. 2000, zitiert in CZERNIAWSKA-KUSZA 2005: 175). *Baetis rhodani*, die vermutlich den Großteil der in den Untersuchungsgebieten stetig und in mittlerer Dichte nachgewiesenen *Baetis sp.* Individuen stellt, gilt laut ROLAUFFS (2003) als euryöke Art, die jedoch in degradierten Gewässerabschnitten hohe Populationsdichten aufweist und demnach ebenfalls als Anzeiger von Defiziten im Gewässer gelten kann.

In der Dokumentation des neuen Saprobien-systems (ROLAUFFS ET AL. 2003) sind für die Fließgewässertypen auch Leit- und Begleitarten des Makrozoobenthos' enthalten. Leider weisen ROLAUFFS ET AL. (2003: 58) die Subtypen der Fließgewässertypologie nicht aus, so dass lediglich eine Taxaliste für den Typ 9 („Ton- sand-, stein-, kies- oder blockgeprägte Flüsse der Mittelgebirge“) vorliegt. Auf die Eigenheiten des Typs 9.2 („große Flüsse des Mittelgebirges“) wird nicht eingegangen. Daher ist nicht davon auszugehen, dass diese Referenztaxaliste 100%ig mit den Taxa übereinstimmt, die in den drei Untersuchungsgebieten nachgewiesen wurden. Nichtsdestotrotz konnten viele der Leit- und Begleitarten der Lahn zugeordnet werden. Von den 13 Leitarten wurden lediglich drei (23%) in den Unter-

suchungsgebieten vorgefunden (*Rhyacophila dorsalis*, *Cheumatopsyche lepida* und *Leuctra geniculata*). Der Anteil der Begleitarten, die in der Lahn nachgewiesen wurden lag mit 31% deutlich höher (*Hydropsyche siltalai*, *Silo piceus*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Limnius volckmari* Ad., *Erpobdella octoculata*, *Ephemera danica*, *Ancylus fluviatilis* und *Serratella ignita*). Da nicht alle Taxa bis auf das Artniveau bestimmt werden konnten, erscheint es darüber hinaus sinnvoll, auch die nächsthöhere taxonomische Ebene der Gattung einzubeziehen. Hier sind die Übereinstimmungen erwartungsgemäß größer (38% der Leit- und 69% der Begleittaxa).

Eine weitere Referenzartenliste hat das REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1992: 118ff.) für den Übergangsbereich der Lahn zwischen Hyporhithral und Epipotamal zusammengestellt. Von den 46 Taxa dieser Liste konnten 24% auch in den drei Untersuchungsgebieten nachgewiesen werden (59% bei Berücksichtigung der Gattungen).

Die Gesamttaxaliste kann darüber hinaus aber auch mit tatsächlich ermittelten Taxalisten anderer Untersuchungen des Makrozoobenthos' an der Lahn verglichen werden.

So haben NECKERMANN & ACHTERHOLT (1999) 63 Taxa nachgewiesen, von denen 25 auch im Rahmen der hier vorliegenden Untersuchungen festgestellt wurden (33 bei Berücksichtigung der Gattungsebene). Drei dieser Taxa (*Aphelocheirus aestivalis*, *Unio pictorum* und *Leuctra geniculata*) werden auf der Roten Liste des Landes Hessen als „gefährdet“ geführt. Die beiden letztgenannten Taxa und *Potamanthus luteus* sind zudem auch auf der deutschlandweiten Roten Liste als „gefährdet“ vermerkt.

Im Rahmen des Monitorings hessischer Fließgewässer wurde die Lahn in den Jahren 2004 und 2006 beprobt. Diese Daten wurden vom HLUG bereitgestellt und konnten somit mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen verglichen werden. Im Bereich Cölbe (nördlich von Marburg) wurden 2004 37 Taxa registriert, von denen 65% auch in den Untersuchungsgebieten nachgewiesen werden konnten (89% bei Betrachtung des Gattungsniveaus). Das Monitoring des Jahres 2006 wurde in einer deutlich höheren räumlichen Auflösung durchgeführt, so dass aus jenem Jahr neun Proben aus dem Bereich Marburg mit insgesamt 104 Taxa für einen Vergleich herangezogen werden konnten. Von diesen wurden 45% auch in den drei Untersuchungsgebieten der vorliegenden Arbeit nachgewiesen (47% bei Berücksichtigung des Gattungsniveaus).

Werden alle diese Taxalisten zusammen betrachtet, so zeigt sich, dass große Unterschiede zwischen den verschiedenen Untersuchungen auftreten – sowohl zwischen den Referenzartenlisten als auch zwischen den tatsächlich nachgewiesenen Taxa. Insgesamt sind 52% aller Taxa der Gesamtartenliste der vorliegenden Arbeit in mindestens einer der anderen Listen ebenfalls enthalten. Ein Teil der nicht in anderen Untersuchungen festgestellten Taxa konnte aufgrund des nicht ausreichenden Bestimmungsniveaus nicht zugeordnet werden (dies trifft in besonderem Maße für die *Diptera* zu). Andere Taxa, die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesen wurden, sind keine typischen Arten des Hyporhithrals oder des Epipotamals und kommen bevorzugt in den strömungsberuhigten Bereichen der Lahn vor (z.B. die *Odonata*). Solche Taxa wurden in den anderen Untersuchungen nicht oder kaum erfasst.

Die vergleichsweise geringe Übereinstimmung der Gesamttaxaliste mit den Referenzartenlisten weist bereits auf deutliche Defizite der untersuchten Gewässerabschnitte hin. Gleichzeitig kommen jedoch viele der zu erwartenden Leit- und Begleitarten in den Unter-

suchungsgebieten vor. Einige Arten gelten sogar landes- oder deutschlandweit als gefährdet, so dass den Untersuchungsgebieten eine gewisse Qualität zugesprochen werden kann. In den nächsten Kapiteln wird diese Dualität von Defiziten und ökologischer Wertigkeit eingehender beleuchtet.

13.2 Autökologische Charakteristika der Taxa

Die Verwendung des Makrozoobenthos als Qualitätskomponente in der Fließgewässerbewertung basiert auf der Eignung dieser Organismengruppe für die Indikation der ökologischen Gewässergüte. In den folgenden Teilkapiteln werden einige der autökologischen Eigenschaften der nachgewiesenen Taxa eingehender analysiert, um auf diese Weise ein Gesamtbild der ökologischen Ansprüche des Makrozoobenthos' in den untersuchten Lahnabschnitten zu erzeugen.

Die Daten für diese Analyse wurden durch die ASTERICS-Software (WWW.FLISSGEWAESSERBEWERTUNG.DE) generiert und anschließend interpretiert.

13.2.1 Habitatpräferenzen

Die Arten des Makrozoobenthos können Indikatoren für bestimmte Substrate und Gewässerbettstrukturen sein. Dies wird ausgedrückt durch die Verteilung von zehn Punkten pro Taxon auf die folgenden acht verschiedene Habitatstrukturen:

- Pelal – Schlick und Schlamm;
- Argyllal – Lehm und Ton;
- Psammal – Fein- bis Grobsand;
- Akal – Fein- bis Mittelkies;
- Lithal – Grobkies, Steine & Blöcke;
- Phythal – Algen, Moose und Makrophyten;
- POM – Totholz, Falllaub & Detritus;
- andere.

Weist ein Taxon einen hohen Wert in einer dieser Strukturen und nur geringe Werte in wenigen anderen Strukturen auf, so gilt diese Art als Spezialist, sind die zehn Punkte gleichmäßig auf die acht Strukturen verteilt, so ist die Art ein Generalist.

In Abb. 13-02 sind die Mittelwerte aller acht Habitatstrukturen für die Gesamttaxaliste angegeben.

Es wird deutlich, dass im Mittel aller nachgewiesenen Taxa das Lithal die größte Präferenz aufweist, gefolgt vom Phythal und dem Pelal.

Taxa, die sich ausschließlich auf das Lithal spezialisiert haben sind z.B. *Goera pilosa* und *Silo piceus* (beide aus der Familie der *Goeridae* – Ordnung *Trichoptera*), *Gomphus vultuosus* (Ordnung der *Odonata* – Libellen), *Lumbriculus variegatus* (Ordnung *Oligochaeta*) und *Musculium lacustre* (Ordnung *Bivalvia*).

Auf die Besiedlung der Wasserpflanzen spezialisierte Arten sind u.a. die *Ecdyonurus*

venosus Gruppe und *Heptagenia sulphurea* (beide Ordnung *Ephemeroptera*), *Gammarus pulex* (Ordnung *Crustacea*) sowie *Oulimnius* sp. Ad. (Ordnung *Coleoptera*).

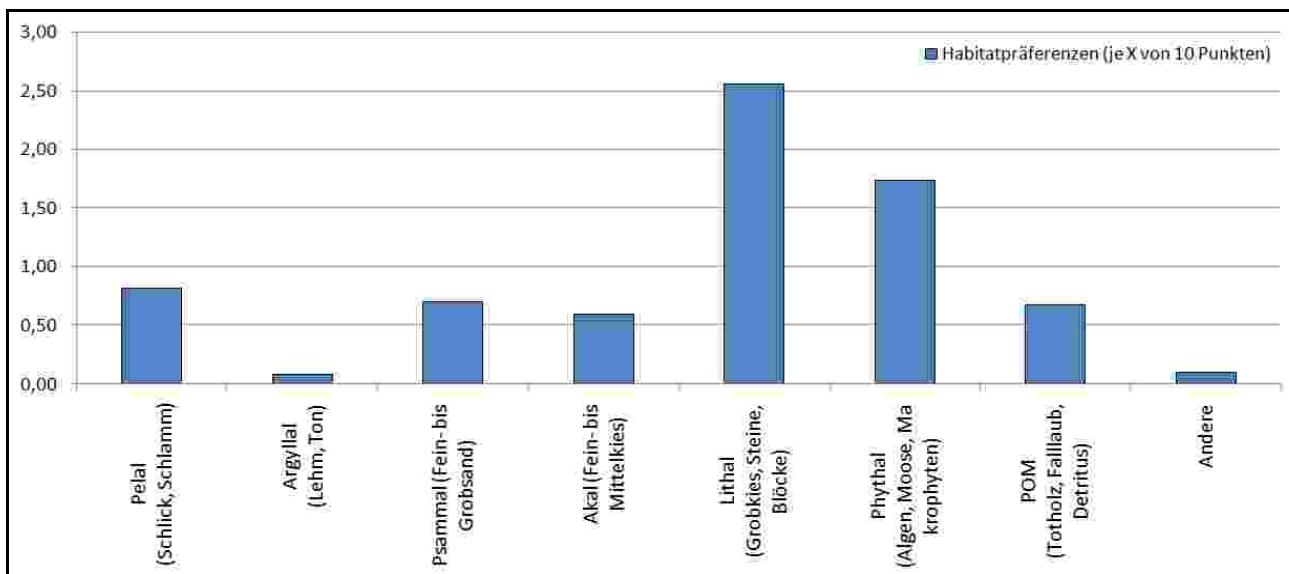


Abb. 13-02: Habitatpräferenzen – Mittelwert der autökologischen Daten aller Taxa

Abb. 13-03 zeigt die gleiche Verteilung hinsichtlich der Habitatpräferenz wie Abb. 13-02, hier jedoch nicht gemittelt über alle Taxa, sondern als Mittelwerte der einzelnen Ordnungen. Hierbei zeigt sich, dass Taxa fast aller Ordnungen das Lithal als Habitatstruktur präferieren. Lediglich die Ordnungen der *Megaloptera* (Schlammfliegen) und der *Oligochaeta* (Wenigborster) sind im Lithal gar nicht vertreten. Andere Ordnungen, wie zum Beispiel die *Bivalvia* und die *Diptera* weisen zwar Taxa auf, welche das Lithal präferieren, ziehen jedoch insgesamt feinere Substrate (vor allem Psammal) vor. Interessant ist weiterhin, dass die Mehrzahl aller Ordnungen Taxa aufweist, die auch das Pelal, also die schlammgeprägten Gewässerstrukturen, als Lebensraum annehmen.

Betrachtet man schließlich die Habitatpräferenzen der EPT-Fauna – also der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen – welche als einer der Core-Metrics für den Mittellauf der Lahn im Zuge der Makrozoobenthosuntersuchungen eingehender analysiert wird, so tritt die Dominanz des Lithals noch deutlicher hervor (Abb. 13-04).

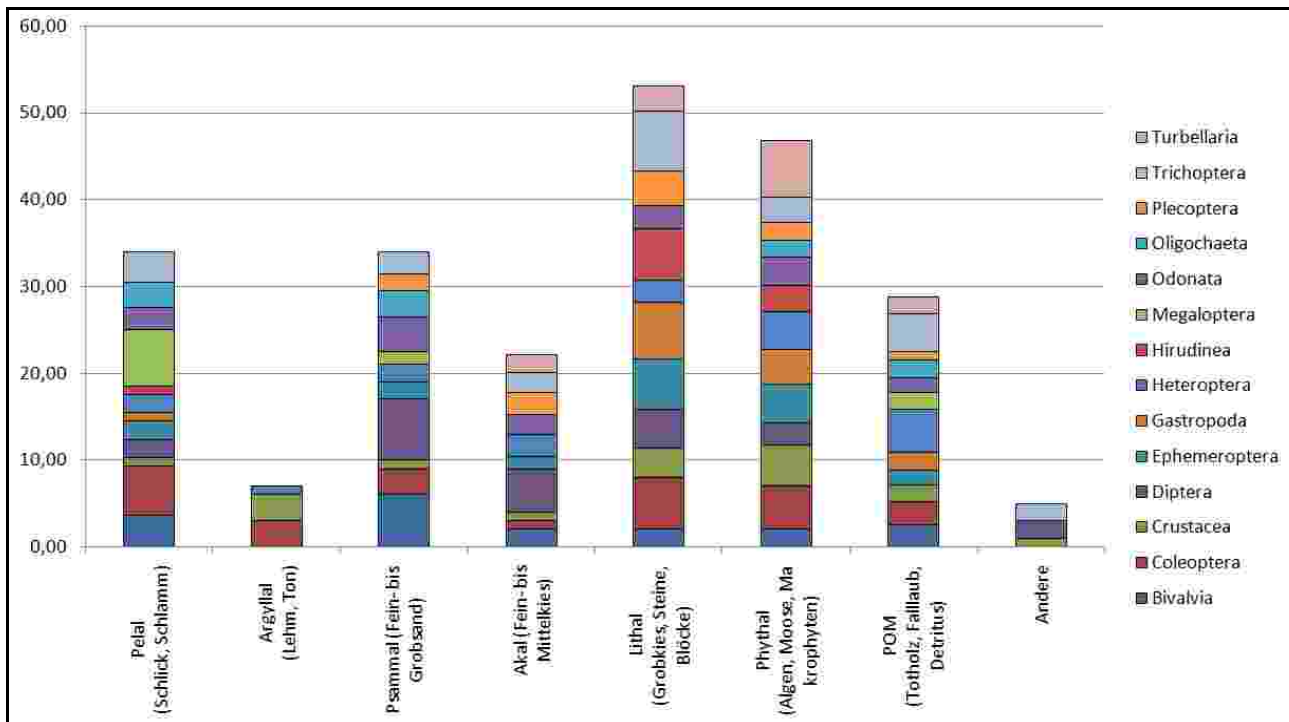


Abb. 13-03: Habitatpräferenzen – Mittelwerte autökologischen Daten der Ordnungen des Makrozoobenthos'

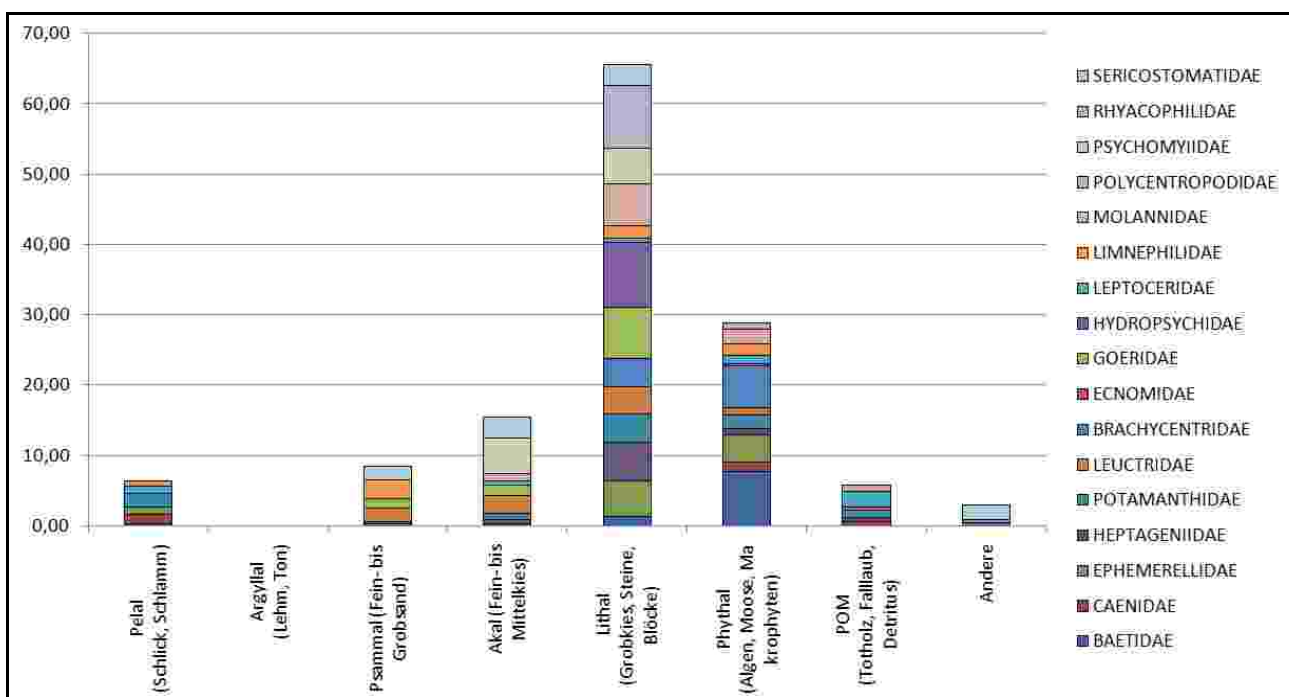


Abb. 13-04: Habitatpräferenzen – Mittelwerte autökologischen Daten der Familien der EPT-Fauna

13.2.2 Biozönotische Längszonierung

Neben der Bevorzugung bestimmter Strukturen im Gewässerbett weisen viele Arten des Makrozoobenthos' auch eine Präferenz für eine der biozönotischen Längsregionen der

Fließgewässer auf. Analog zu der Habitatpräferenz kann auch hier zwischen Spezialisten und Generalisten unterschieden werden – je nachdem wie weit gestreut die zehn Gewichtungspunkte jedes Taxons sind.

Die folgenden zehn biozönotischen Regionen wurden hierfür verwendet:

- Eukrenal;
- Hypokrenal;
- Epirhithral;
- Metarhithral;
- Hyporhithral;
- Epipotamal;
- Metapotamal;
- Hypopotamal;
- Litoral der Stillgewässer;
- Profundal der Stillgewässer.

Die Mittelwerte der Präferenzen aller Taxa (Abb. 13-05) zeigen eine deutliche Dominanz des Epipotamals auf, gefolgt von dem Hyporhithral und Metarhithral, während die Bereiche des Metapotamals und Hypopotamals sehr viel schwächer vertreten sind, was den zu erwartenden Verhältnissen eines Flusses vom Typ 9.2 entspricht. Auffällig ist jedoch die große Bedeutung des Litorals, welches insgesamt den dritten Platz einnimmt. Ein nicht unerheblicher Teil der nachgewiesenen Taxa präferiert somit Stillgewässer oder kommt zumindest auch in solchen vor. Die Taxa mit der stärksten Bindung an die Stillgewässerbereiche (Präferenz von 50% oder mehr) sind *Laccophilus minutus* Ad. (Coleoptera), *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera), *Dugesia tigrina* (Turbellaria), *Oecetis lacustris* (Trichoptera), *Stratiomyidae* Gen. sp. (Diptera) sowie *Musculium lacustre* (Bivalvia). Ob diese große Bedeutung der Stillgewässerregionen durch eine anthropogene Degradation des Fließgewässers (Stauregulation) oder durch strömungsarme Altarmbereiche bedingt ist kann nur durch die Verteilung der genannten Taxa auf die Untersuchungsabschnitte überprüft werden.

Weiterhin interessant ist das Vorkommen von Arten, welche zumindest teilweise Präferenzen für die Bachoberläufe und Quellregionen aufweisen. Die Taxa, welche in diese Bereiche einsortiert wurden, sind jedoch eher Generalisten als Spezialisten. So weist beispielsweise die Steinfliegenlarve *Leuctra nigra* eine Präferenz von 30% für das Hypokrenal auf, kommt jedoch auch mit 20% im Litoral der Stillgewässer vor. Die einzigen Taxa, welche eine deutlichere Präferenz für die Oberlaufbiozönosen aufweisen, sind die Eintagsfliegenlarven der *Ecdyonurus venosus* Gruppe (50% im Epirhithral) und die Köcherfliegenlarve *Silo pallipes* (40% im Epirhithral).

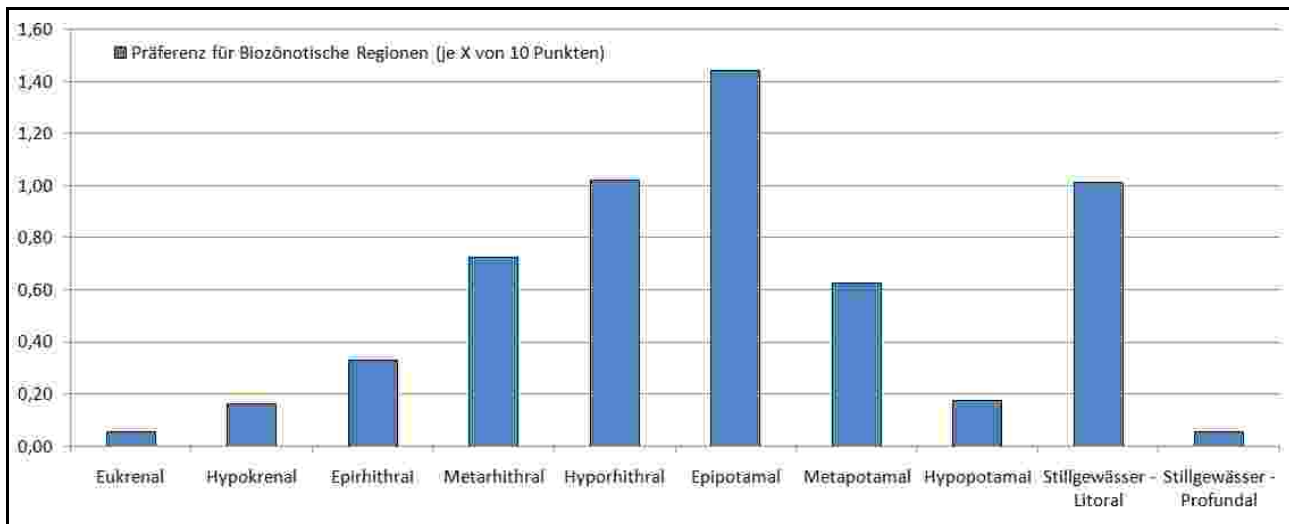


Abb. 13-05: Präferenz für biozönotische Regionen – Mittelwerte der autökologischen Daten aller Taxa

In Tab. 13-06 sind die Taxa angegeben, welche die größte Präferenz in der biozönotischen Region des Epipotamals aufweisen. Diese Taxa können von den im Rahmen dieser Untersuchung nachgewiesenen Taxa als Leitarten für den Mittellauf der Lahn angesehen werden, da sie in dieser Region ihren Verbreitungsschwerpunkt haben.

Tab. 13-06: Taxa mit der größten Präferenz im Epipotamal

Taxonname	Ordnung	Familie	Epipotamal-Präferenz
Gomphus vulgatissimus	Odonata	GOMPHIDAE	90%
Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	APHELOCHEIRIDAE	80%
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	70%
Leuctra geniculata	Plecoptera	LEUCTRIDAE	70%
Potamanthus luteus	Ephemeroptera	POTAMANTHIDAE	60%
Calopteryx splendens	Odonata	CALOPTERYGIDAE	60%
Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	60%
Onychogomphus forcipatus forcipatus	Odonata	GOMPHIDAE	60%
Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	50%
Stenelmis canaliculata Ad.	Coleoptera	ELMIDAE	50%

Betrachtet man die Präferenzen der Taxa gruppiert nach den übergeordneten taxonomischen Einheiten, so fällt auf, dass die Taxa, welche das Litoral bevorzugen, deutlich stärker spezialisiert sind als die Taxa der übrigen Regionen (Abb. 13-06). Dies trifft vor allem für die Ordnungen der Wasserkäfer (*Coleoptera*), Zweiflügler (*Diptera*) und Strudelwürmer (*Turbellaria*) zu.

Im Bereich des Epipotamals weisen die Ordnungen der Steinfliegen (*Plecoptera*), Libellen (*Odonata*) und Wasserwanzen (*Heteroptera*) die größte Spezialisierung auf.

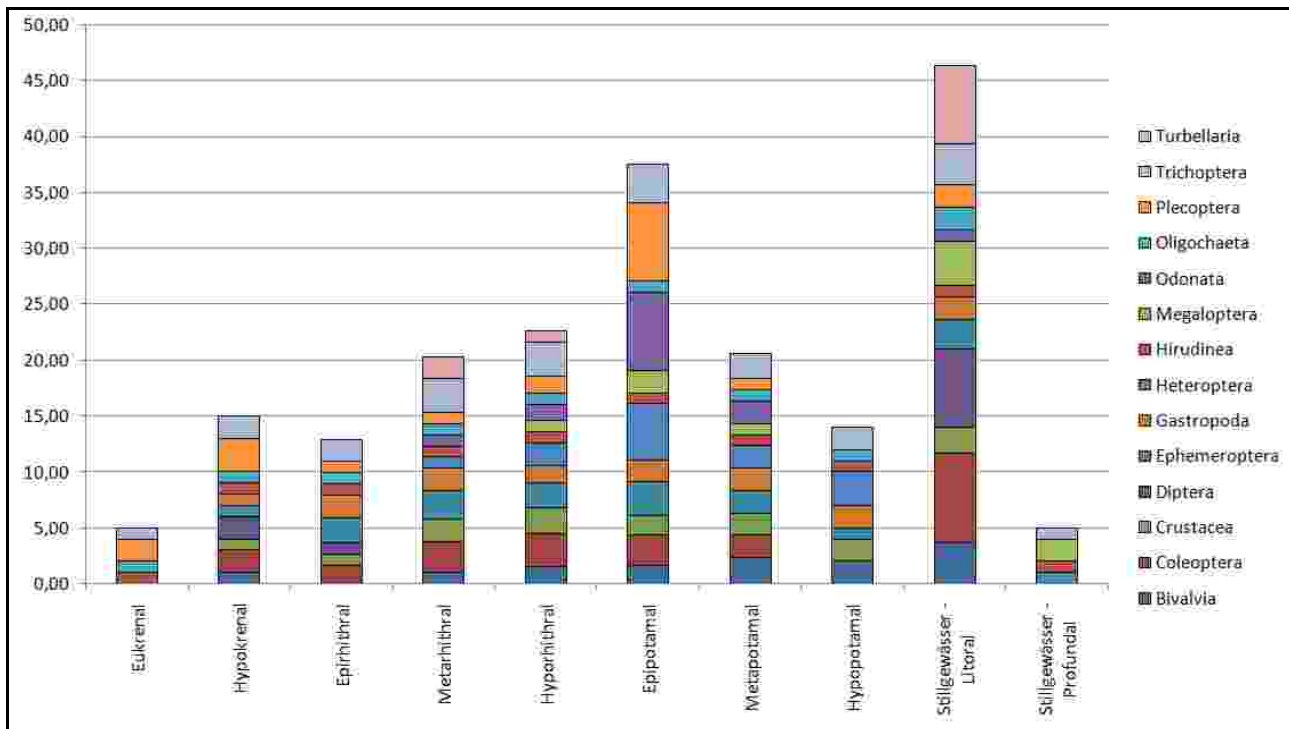


Abb. 13-06: Präferenz für biozönotische Regionen – Mittelwerte der autökologischen Daten der Ordnungen des Makrozoobenthos'

Die Taxa der EPT-Fauna weisen eine noch stärkere Bindung an das Epipotamal auf als der Durchschnitt aller Taxa und der Bereich des Litorals spielt eine sehr viel geringere Rolle (Abb. 13-07).

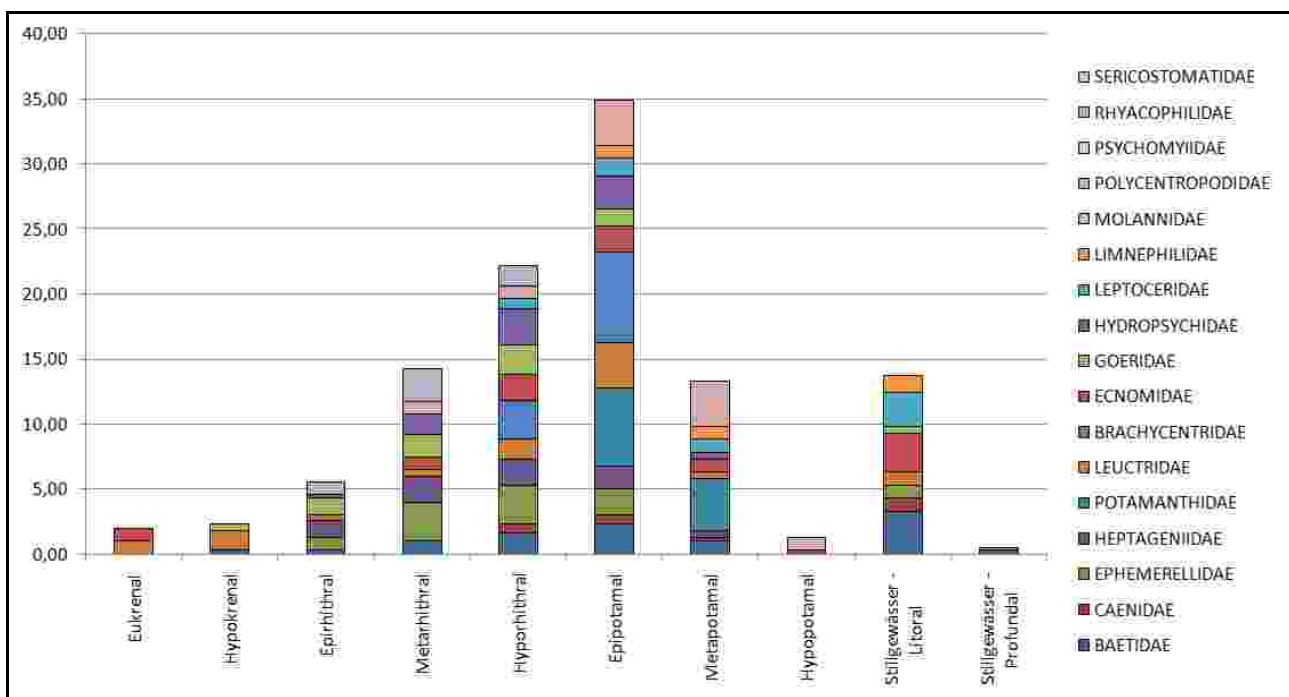


Abb. 13-07: Präferenz für biozönotische Regionen – Mittelwerte der autökologischen Daten der EPT-Fauna

13.2.3 Strömungspräferenzen

Die Eignung makrozoobenthischer Organismen zur Indikation der ökologischen Gewässergüte hängt nicht nur von den autökologischen Ansprüchen an die mikromorphologische Habitatbeschaffenheit und die Biozönose ab, sondern im großen Maße von dem Bedarf an im Wasser verfügbarem Sauerstoff. Da der Sauerstoffgehalt sehr stark von den Strömungsverhältnissen im Gewässer abhängt, stellt die Strömungspräferenz der Taxa einen wichtigen ökologischen Parameter dar.

Jedes Taxon wurde in eine der folgenden sieben Klassen eingestuft, wobei für 21 Taxa keine Informationen bezüglich ihrer Strömungspräferenz vorliegen:

- Limnobiont – 0 Taxa
- Limnophil – 5 Taxa
- Limno- bis Rheophil – 16 Taxa
- Rheo- bis Limnophil – 13 Taxa
- Rheophil – 24 Taxa
- Rheobiont – 7 Taxa
- Indifferent – 5 Taxa

Die Gruppe der rheophilen Taxa, d.h. der Arten, welche strömungsliebend sind, überwiegt alle übrigen Gruppen deutlich, gefolgt von der Gruppe der Taxa, welche eher limnophile als rheophile Verhältnisse bevorzugen.

In Tabelle 13-07 sind alle Taxa aufgelistet, die am stärksten an hohe Strömungsgeschwindigkeiten gebunden sind.

Tab. 13-07: Liste der rheobionten Taxa

Taxonname	Ordnung	Familie
Ancylus fluviatilis	Gastropoda	PLANORBIDAE
Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	APHELOCHEIRIDAE
Cloeon dipterum	Ephemeroptera	BAETIDAE
Erpobdella octoculata	Hirundinea	ERPOBDELLIDAE
Leptoceridae Gen. sp.	Trichoptera	LEPTOCERIDAE
Leuctra nigra	Plecoptera	LEUCTRIDAE
Sphaerium corneum	Bivalvia	SPHAERIIDAE

13.2.4 Ernährungstypen

Die Ernährungsweise der Arten des Makrozoobenthos spiegelt einen weiteren Aspekt der Ökologie des untersuchten Fließgewässers wider. So weist beispielsweise ein hoher Anteil an aktiven und passiven Filtrierern auf hohe Schwebstoffgehalte und eine intensive Planktonproduktion hin, wie sie für die Unterläufe der großen Ströme typisch sind.

Die folgenden Ernährungstypen kommen im Makrozoobenthos vor:

- Weidegänger und Schaber;
- Minierer;
- Holzfresser;
- Zerkleinerer;
- Sammler und Sedimentfresser;
- aktive Filtrierer;
- passive Filtrierer;
- Räuber;
- Parasiten;
- andere.

Abb. 13-08 zeigt die Mittelwerte aller Taxa für diese 10 Kategorien, wobei pro Taxon wiederum 10 Punkte verteilt werden konnten. Insgesamt konnten 39 Taxa hinsichtlich ihrer Ernährungsweise als klare Spezialisten eingestuft werden, alle übrigen Taxa verfolgten mehrere Strategien zur Nahrungsbeschaffung.

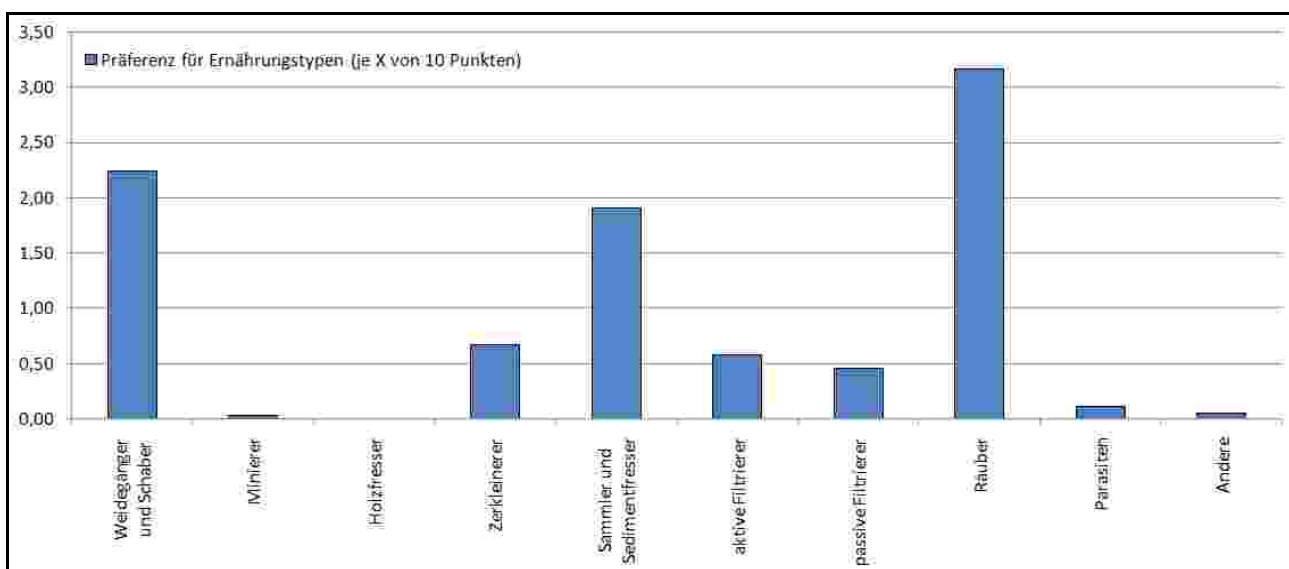


Abb. 13-08: Ernährungstypen – Mittelwerte der autökologischen Daten aller Taxa

Drei Ernährungstypen dominieren bei den nachgewiesenen Taxa – die Räuber, die Weidegänger sowie die Sammler. Dies entspricht der typischen Ernährungstypenzusammensetzung für das Epipotamal, nach der die Weidegänger, Sammler (inklusive den Filtrierern und Sedimentfressern) den Großteil der Taxa dieser Fließgewässerzone stellen (MEIER ET AL. 2006c, VANNOTE ET AL. 1980).

Betrachtet man die Verteilung hinsichtlich der höheren taxonomischen Einheiten (Abb. 13-09), so treten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Ordnungen in den Vordergrund. Einige sind strikt auf einen Ernährungstyp beschränkt – zum Beispiel die Muscheln (*Bivalia* – aktive Filtrierer), die Schlammfliegen (*Megaloptera* – Räuber) oder die Wenigborster (*Oligochaeta* – Sedimentfresser), andere Ordnungen, wie die Köcherfliegen (*Trichoptera*), die Schnecken (*Gastropoda*) oder die Zweiflügler (*Diptera*) weisen – auch durch

eine größere Artenzahl begründet - eine größere Vielfalt an Ernährungstypen auf.

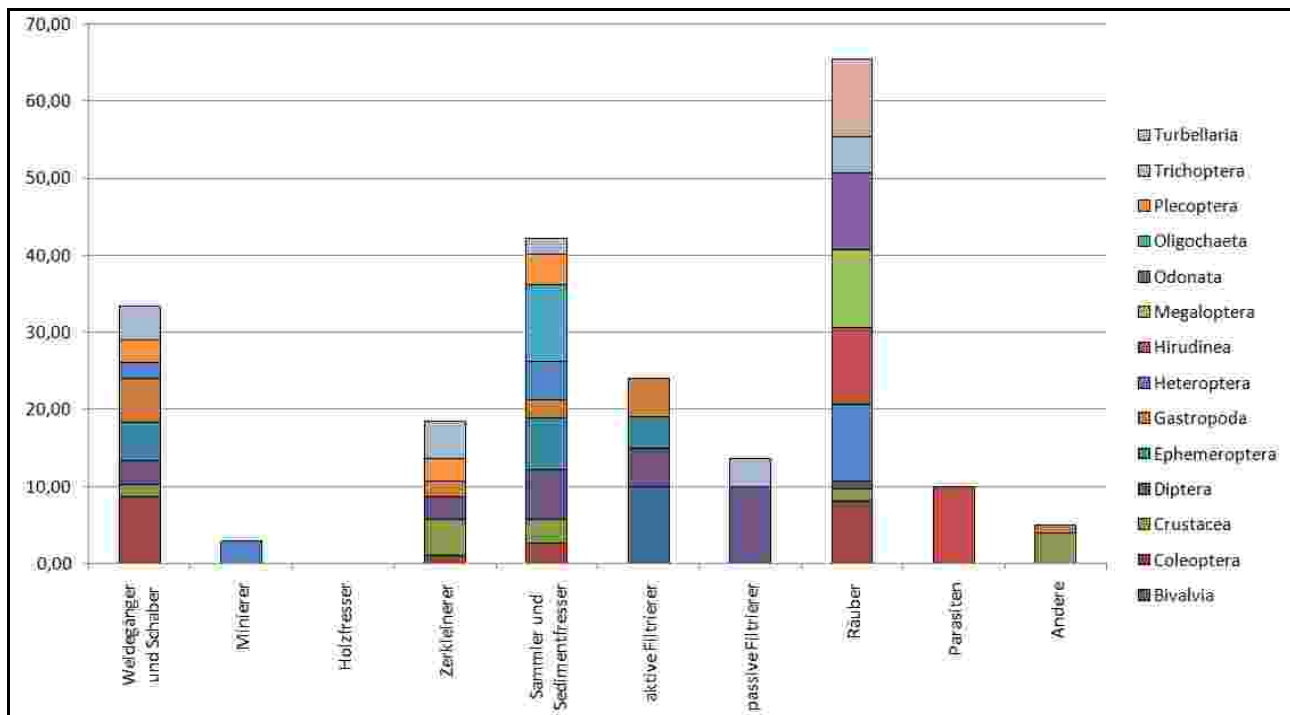


Abb. 13-09: Ernährungstypen – Mittelwerte der autökologischen Daten der Ordnungen des Makrozoobenthos'

Auf der Ebene der Familien der EPT-Fauna dominieren ebenfalls die drei zuvor genannten Ernährungstypen, allerdings kommt hier den Sammlern und Sedimentfressern eine größere Bedeutung zu (Abb. 13-10). Summiert man alle Nennungen hinsichtlich der Ernährungsweise auf, so ernähren sich 30,5% aller EPT-Taxa als Sammler oder Sedimentfresser, 26,2% als Weidegänger und 23,1% räuberisch.

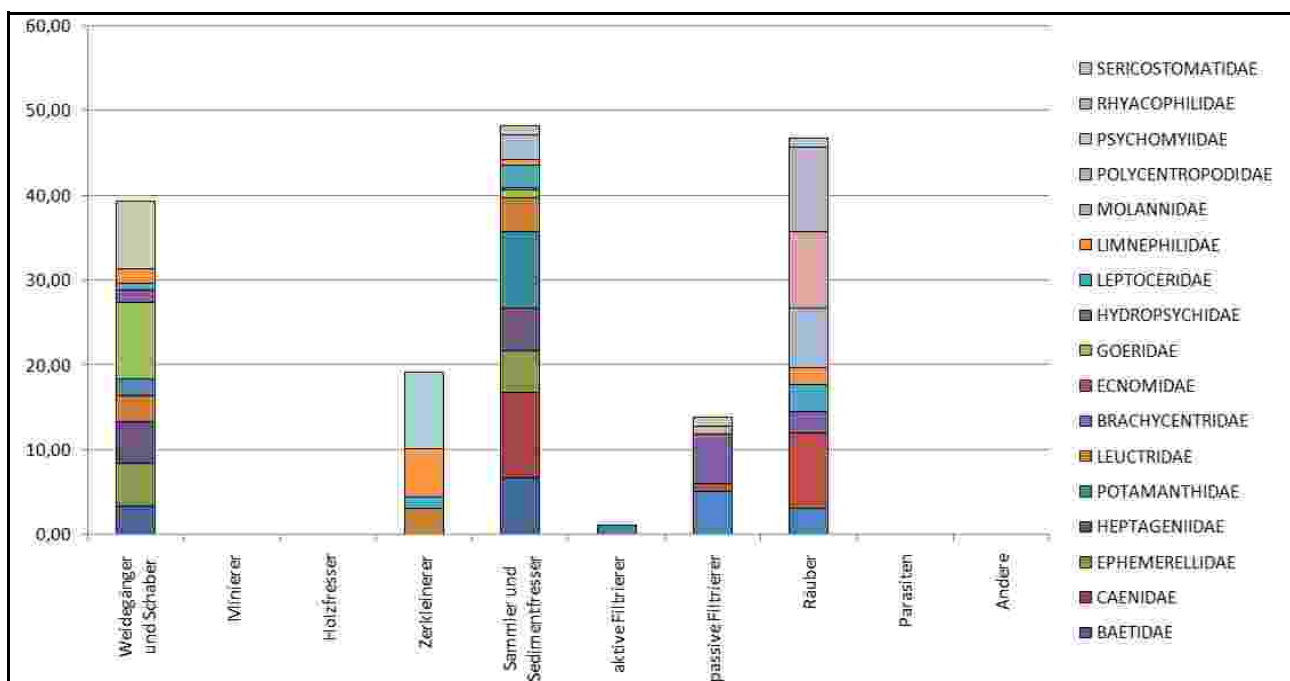


Abb. 13-10: Ernährungstypen – Mittelwerte der autökologischen Daten der EPT-Fauna

13.2.5 Fortbewegungstypen

Die Fortbewegungstypen lassen, ähnlich wie die Ernährungstypen, Rückschlüsse auf die ökologischen Verhältnisse im Gewässer zu. So spricht ein hoher Anteil an schwebenden Taxa für eher potamale Verhältnisse während grabende Arten Feinsubstrat benötigen.

Die Taxa des Makrozoobenthos wurden in die folgenden Fortbewegungstypen eingeteilt (je zehn Punkte pro Taxon):

- schwebend / treibend
- schwimmend / tauchend
- grabend / bohrend
- kriechend / laufend
- (semi-)sessil
- andere

Die kriechende oder laufende Fortbewegung überwiegt deutlich, gefolgt von schwimmender und tauchender Mobilität (Abb. 13-11). Der Anteil schwebender Taxa ist hingegen vernachlässigbar

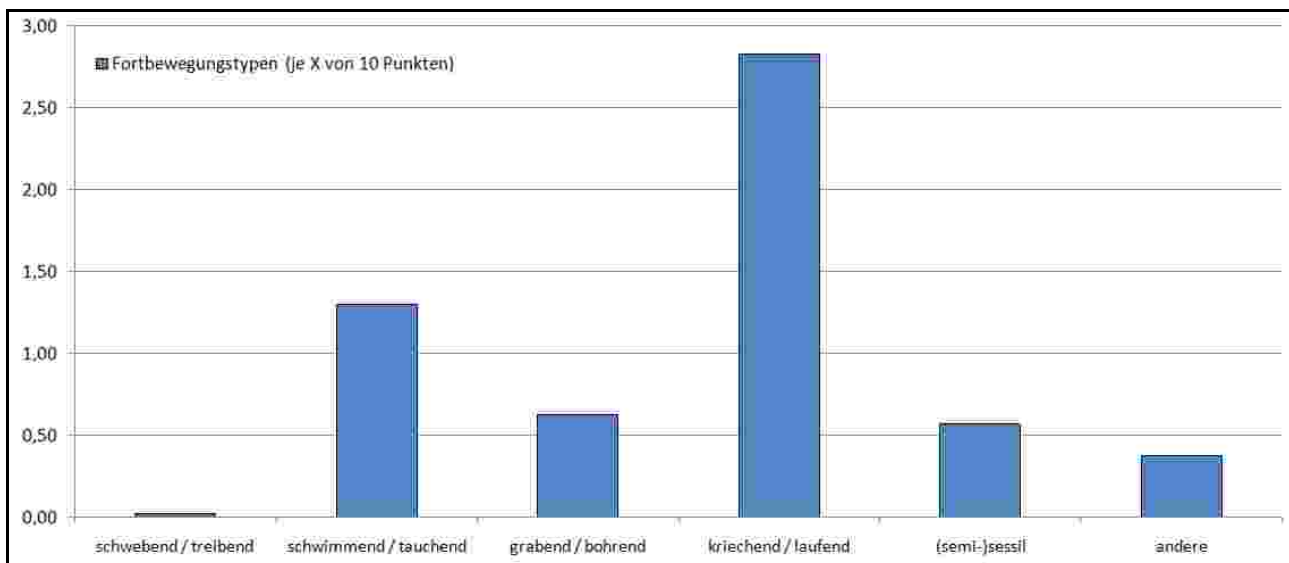


Abb. 13-11: Fortbewegungstypen – Mittelwert der autökologischen Daten aller Taxa

Betrachtet man nur die EPT-Fauna, so überwiegt ebenfalls der Anteil jener Taxa, die sich kriechend oder laufend fortbewegen. 49,1% der aufsummierten Nennungen der Fortbewegungstypen entfallen auf diesen Typ. Eine schwimmende oder tauchende Bewegung wird nur von 23,2% der EPT-Taxa wahrgenommen. (Semi-)sessile Taxa folgen mit 8,64% auf dem 3. Rang und 7,73% der Taxa nutzen auch andere Fortbewegungsformen. Schwebende oder treibende Arten kommen in der EPT-Fauna überhaupt nicht vor.

13.3 Räumliche Verteilung der Taxa in Abhängigkeit mikromorphologischer Parameter

Nachdem im vorherigen Kapitel die grundsätzliche Charakteristik der Gesamttaxaliste basierend auf den Literaturangaben, die in der ASTERICS-Software enthalten sind, herausgearbeitet wurde, steht in diesem Kapitel die tatsächliche Verteilung der nachgewiesenen Taxa in der Lahn im Mittelpunkt der Betrachtung. Dazu werden die Taxalisten aller 165 Makrozoobenthosproben mit den Ergebnissen der Gewässerbettmorphologie nach dem TRiSHa-Verfahren kombiniert. Auf diese Weise kann der zentralen Fragestellung dieser Arbeit – nämlich den Beziehungen zwischen der Gewässerbettmorphologie und der Besiedlung durch das Makrozoobenthos nachgegangen werden.

13.3.1 Wassertiefe

Die Wassertiefe wurde in Dezimetern erfasst, aus Gründen der verbesserten Darstellbarkeit und Übersichtlichkeit wurde die sie hier jedoch zu drei Klassen zusammengefasst: 0-2 dm (flach – 82 Makrozoobenthosproben), 3-6 dm (mittel – 64 Proben) und ≥ 7 dm (tief – 19 Proben).

Eine Übersicht der wichtigsten Ergebnisse ist in Tabelle 13-08 dargestellt.

Tab. 13-08: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter Wassertiefe

Kennwerte der MZB-Verteilung	0-2 dm	3-6 dm	≥ 7 dm
Individuen/m ²	2.385	2.284	2.433
Taxazahl	73	72	58
Individuen/Taxa und m ²	32,7	31,7	41,9
Individuen pro Ordnung und Probe			
Mittelwert	159,0	152,3	162,2
% EPT-Fauna (Individuen)	12,6	18,7	8,8
Taxa pro Ordnung und Probe			
Mittelwert	4,9	4,9	3,9
% EPT-Fauna (Taxa)	38,4	40,3	39,7

Die Individuendichte war mit Werten zwischen 2.284 und 2.433 Individuen/m² für alle drei Wassertiefenkategorien ähnlich hoch, wobei sie in den tiefen Bereichen der Lahn am größten und in den mitteltiefen Bereichen am niedrigsten war.

Die Taxazahl hingegen war in den flachen Bereichen der Lahn mit 73 Taxa am größten und in den tiefen Abschnitten mit nur 58 Taxa am geringsten.

Daraus ergibt sich, dass die Taxa, welche in den tieferen Bereichen nachgewiesen wurden, in größeren Abundanzen vorkamen. Im Hinblick auf die Diversität der Makrozoobenthosfauna waren hingegen die flachen und mitteltiefen Bereiche als besonders wertvoll einzustufen.

Vergleicht man die Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna der drei Wassertiefenkategorien hinsichtlich der Individuendichte (Abb. 13-12), so fällt auf, dass die Ordnungen

der Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*), Steinfliegen (*Plecoptera*) und Köcherfliegen (*Trichoptera*) (EPT-Fauna) in den tiefen Bereichen deutlich weniger stark vertreten waren (insgesamt 8,8% aller Individuen) als in den flachen (12,6%) und den mitteltiefen (18,7%) Bereichen. Die größere Gesamtindividuumdichte der tiefen Bereiche kam durch höhere Anteile an Schlammfliegen (*Megaloptera*), Egel (*Hirundinea*) und vor allem an Wenigborstern (*Oligochaeta* – *Tubificidae* Gen. sp. (Schlammröhrenwürmer)) zu Stande. Letztere wiesen in den tiefen Bereichen mit 408 Individuen/m² eine doppelt so hohe Dichte wie in den flacheren Abschnitten auf (169 Individuen/m² in mittlerer Tiefe und 204 Individuen/m² in flachen Bereichen).

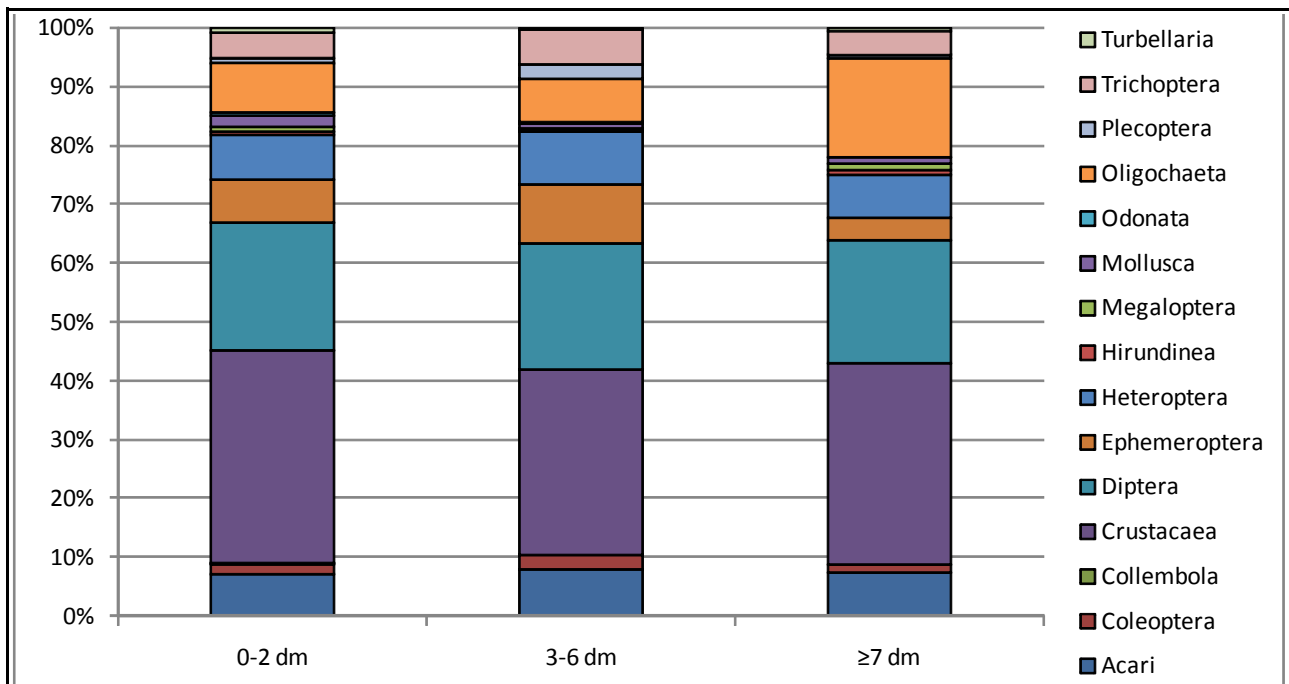


Abb. 13-12: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Wassertiefe (in % der Individuen/m²)

Neben diesen Unterschieden in der Besiedlungsdichte gab es auch Gemeinsamkeiten der drei Wassertiefenkategorien. Die Ordnungen der Wassermilben (*Acari*), Krebstiere (*Crustacea*), Zweiflügler (*Diptera*) und Wasserwanzen (*Heteroptera*) wurden unabhängig von der Wassertiefe in ähnlichen Individuumdichten vorgefunden.

Allerdings kann sich trotz vergleichbarer Individuumdichte die Artenzusammensetzung innerhalb einer Ordnung in Abhängigkeit der Wassertiefe stark verändern.

Betrachtet man zunächst das Makrozoobenthos hinsichtlich der Taxazahl pro Ordnung (Abb. 13-13), so ähnelt sich die Zusammensetzung der Fauna auch auf dieser Betrachtungsebene. Die *Trichoptera* stellten in allen drei Tiefenkategorien die meisten Taxa und auch Ordnungen wie die *Crustacea*, die *Plecoptera* oder die Strudelwürmer (*Turbellaria*) waren unabhängig von der Wassertiefe ähnlich stark vertreten. Daher fielen auch die Unterschiede hinsichtlich der EPT-Taxa auf Ebene der Taxa deutlich geringer als auf Ebene der Individuumdichte aus (Tab. 13-08).

Die geringere Gesamttaxazahl der tiefen Bereiche kam vor allem durch verringerte Artenzahlen bei den *Diptera* und *Ephemeroptera* zu Stande.

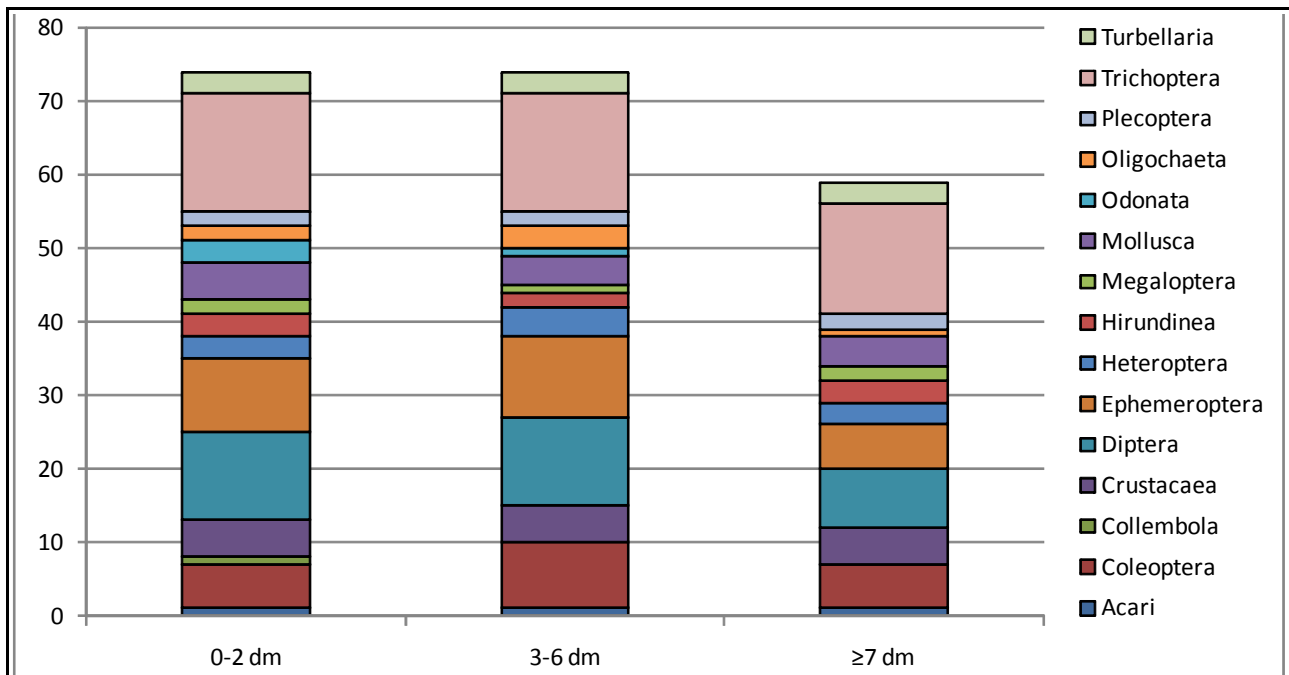


Abb. 13-13: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Anzahl der Taxa pro Ordnung)

Werden die Individuendichte und die Taxazahl pro Ordnung kombiniert, erhält man eine veränderte Darstellung, welche das zuvor beschriebene nochmals verdeutlicht (Abb. 13-14):

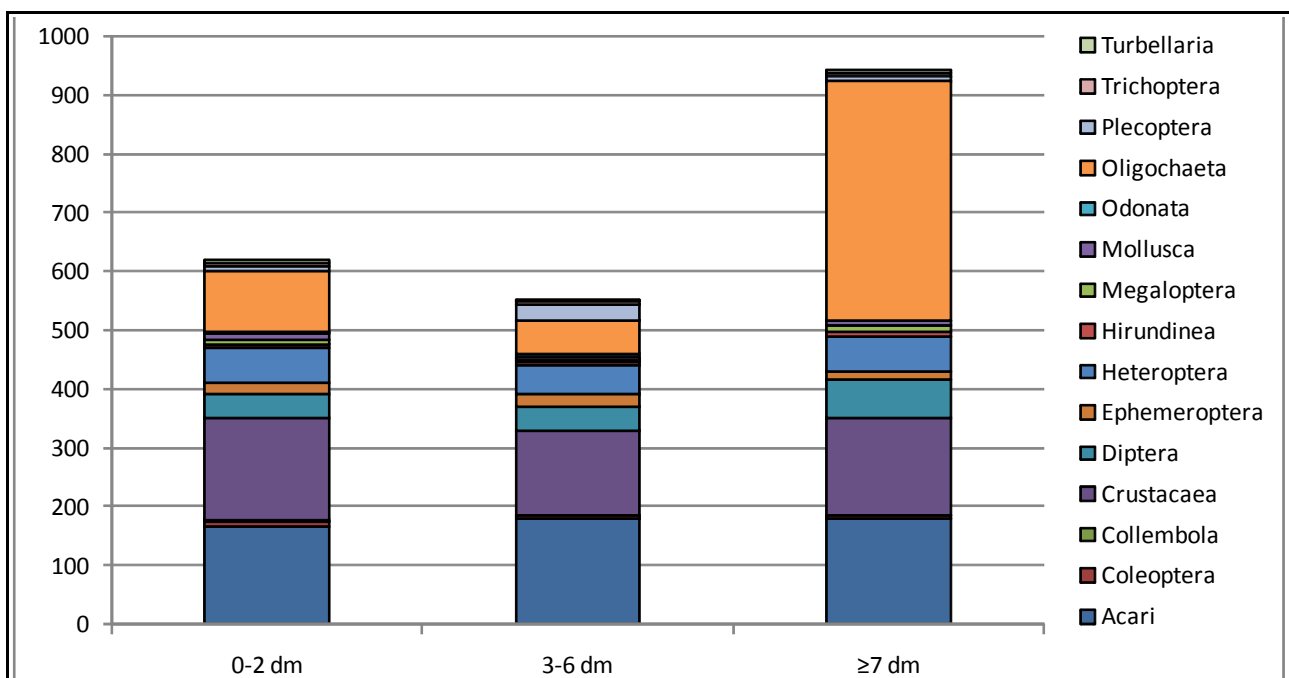


Abb. 13-14: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Anzahl der Individuen/Taxon pro Ordnung)

Der deutlich höhere Anteil der *Oligochaeta* in den tiefen Bereichen der Lahn hebt diese Wassertiefenkategorie deutlich von den flacheren Bereichen ab.

Nachdem nun die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' auf den stark generalisierten Ebenen der Gesamtindividuumdichte, Taxazahlen sowie der Verteilung der taxonomischen Einheiten erörtert wurde, ist eine Analyse der Fauna auf Ebene der Familien und Arten unerlässlich, um Unterschiede zwischen den verschiedenen Wassertiefen aufzudecken. Da den drei Ordnungen der EPT-Fauna eine besondere Bedeutung für die ökologische Gewässergütebewertung zukommt, wird sich dieser Teil der Ergebnispräsentation nur auf die Familien und Arten dieser drei Ordnungen beschränken.

Zunächst wird die Zusammensetzung der EPT-Fauna auf Familienniveau beschrieben (Abb. 13-15), bevor anschließend für jede der drei Ordnungen eine Betrachtung auf Artniveau erfolgt.

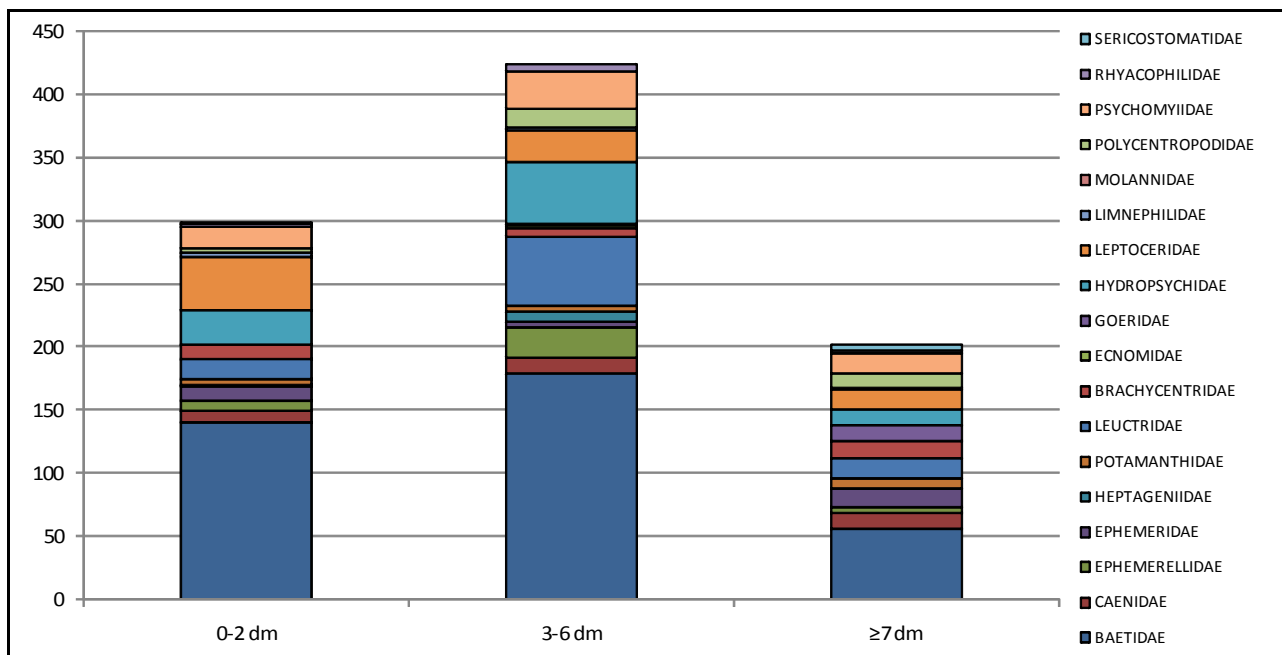


Abb. 13-15: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Individuumdichte in Individuen/m²)

Auf Ebene der Familien fällt zunächst die deutliche Dominanz der *Baetidae* (Ordnung *Ephemeroptera*) auf. Die Zahl der insgesamt vertretenen Familien ist hingegen in allen drei Wassertiefenkategorien nahezu gleich (15 zu 16 zu 15). Einige Familien zeigten deutliche Präferenzen für einzelne Wassertiefen – so beispielsweise die *Leuctridae* (*Plecoptera*) und die *Hydropsychidae* (*Trichoptera*) für die mittleren Tiefen oder die *Leptoceridae* (*Trichoptera*) für flachere Regionen. Andere Familien kamen in allen drei Wassertiefen eher gleichmäßig verteilt und in geringeren Individuumdichten vor, wie beispielsweise die *Caenidae* (*Ephemeroptera*) oder die *Psychomyiidae* (*Trichoptera*).

Verlässt man die Betrachtungsebene der Familien und wendet sich dem Artniveau zu, so lassen sich noch deutlichere Unterschiede zwischen den drei Wassertiefenkategorien erkennen. In Abb. 13-16 ist zunächst die Zusammensetzung der Eintagsfliegenfauna dargestellt. Neben der Dominanz der Gattung *Baetis* sp. (eine Bestimmung bis auf Artniveau war hier nicht möglich) lassen sich klare Präferenzen für verschiedene Wassertiefen erkennen. So wurden *Cloeon dipterum* und *Procloeon bifidum* ausschließlich in flachen und mitteltiefen Bereichen nachgewiesen (mit jeweils gegensätzlichem Schwerpunkt), nicht jedoch in den tiefen Bereichen. *Caenis luctuosa* hingegen scheint die tiefen Bereiche zu bevorzugen, während *Serratella ignita* und die Taxa der Gattung *Ecdyonurus* mit den

größten Abundanzen in mittleren Tiefen vorgefunden wurden. Aus Abbildung 13-16 geht weiterhin hervor, dass keine der nachgewiesenen Taxa in allen Wassertiefen gleichermaßen vorkamen. Der Parameter der Wassertiefe ist demnach für die Ordnung der Eintagsfliegen ein solides Differenzierungskriterium.

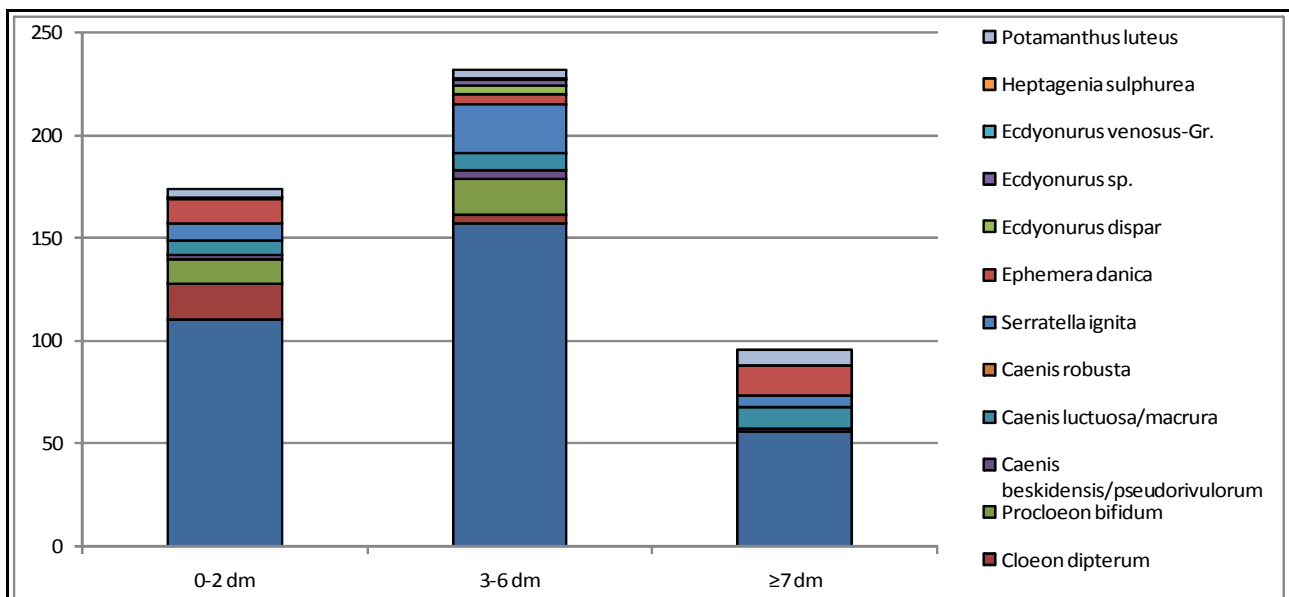


Abb. 13-16: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Individuendichte in Individuen/m²)

In der Ordnung der Steinfliegen wurden nur zwei Taxa nachgewiesen – *Leuctra nigra* und *Leuctra geniculata*. Beide Arten präferierten sehr deutlich die Bereiche mittlerer Wassertiefe (Abb. 13-17). Während jedoch *L. nigra* in den flachen Bereichen etwas stärker vertreten war als an den tieferen Stellen, war *L. geniculata* in den tieferen Bereichen etwas stärker vertreten als in den Proben aus geringerer Tiefe.

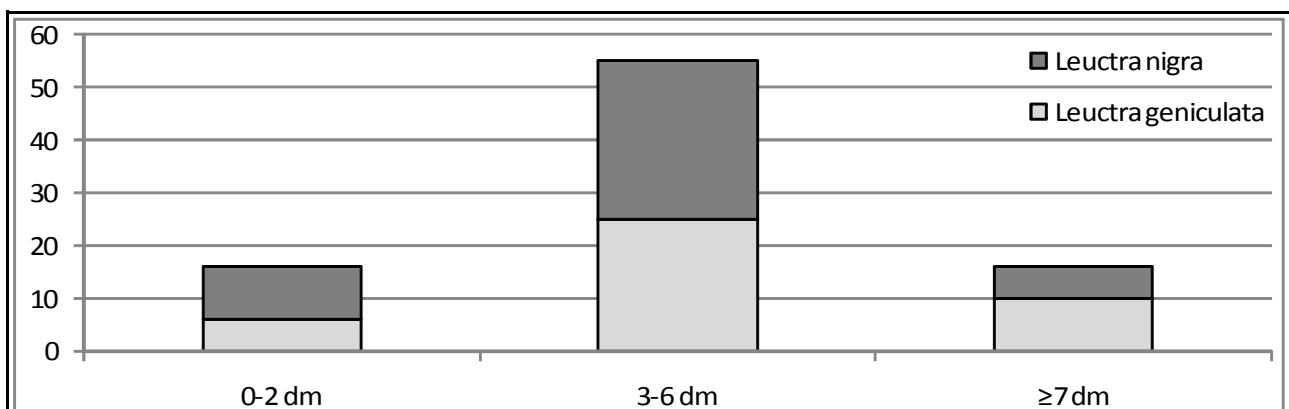


Abb. 13-17: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Köcherfliegen waren, bezogen auf die Artenzahlen, die stärkste Fraktion der EPT-Fauna und zeigten ein ähnlich differenziertes Bild wie die Eintagsfliegen (Abb. 13-18). Insgesamt wurden auch hier die Bereiche mittlerer Wassertiefe präferiert und zahlreiche Arten

traten hier auch in ihrer größten Abundanz auf (z.B. *Hydropsyche siltalai*, *Tinodes sp.* oder *Polycentropus flavomaculatus*). Andere Taxa waren stärker in den flachen Bereichen vertreten (*Mystacides azurea*, *Mystacides longicornis* oder *Anabolia nervosa*). Auch Arten, welche die tieferen Bereiche bevorzugten, wurden nachgewiesen (z.B. *Goera pilosa*, *Silo pallipes* oder *Sericostoma sp.*). Interessant ist hierbei, dass vor allem die genannten Taxa der tieferen Bereiche ihre Köcher aus feinem mineralischen Substrat (Sand & Feinkies) aufbauen, während die Taxa, welche in den flachen Bereichen verstärkt nachgewiesen wurden, Pflanzenfasern und kleinste Ästchen für den Köcherbau verwenden. Dies deutet darauf hin, dass hier nicht die Wassertiefe, sondern vielmehr die Verfügbarkeit von Materialien für den Köcherbau ausschlaggebend für den Fundort sein könnte.

Um diese Erkenntnisse über die Zusammensetzung der EPT-Fauna durch die Verteilungsdaten der übrigen Makrozoobenthosordnungen sowie Informationen zur Stetigkeit einzelner Taxa zu ergänzen, wurde in einem weiteren Auswertungsschritt analysiert, welche Taxa der Gesamttaxaliste in welchen Wassertiefen vorkommen. Betrachtet man zunächst nur den reinen Nachweis jedes Taxons unabhängig von seiner Abundanz, so ergibt sich folgendes Bild:

39,0% aller Taxa wurden in jeder der drei Wassertiefenkategorien nachgewiesen. Weitere 18,6% kamen in zwei der drei Kategorien vor, wobei diese beiden Tiefenkategorien nicht benachbart sein müssen (5,9% aller Taxa wurden in flachen und tiefen Bereichen nachgewiesen, nicht jedoch in mittleren Tiefen). 22,0% der Taxa wurden in nur einer Wassertiefenkategorie nachgewiesen, stellen also potenzielle Spezialisten dar.

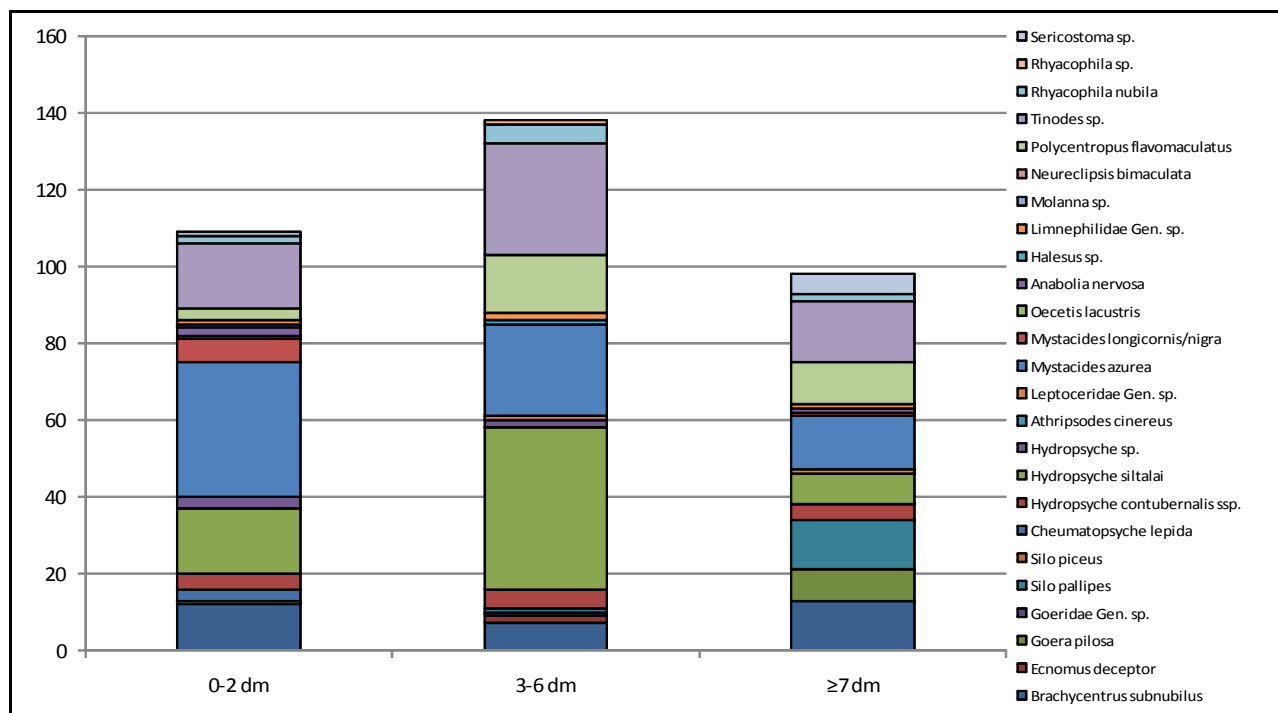


Abb. 13-18: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Individuendichte in Individuen/m²)

Diese Darstellung spiegelt die tatsächliche Verteilung der Taxa jedoch nicht sehr gut wider, da Einzelfunde und Massenvorkommen gleichgewichtet in die Berechnung einfließen. Aus diesem Grund wurde eine weitere Analyse durchgeführt, welche das Vorkommen eines Taxons nur dann berücksichtigt, wenn die mittlere Individuendichte dieses Taxons in einer

Kategorie mindestens 0,5 Individuen/Probe beträgt, das heißt, wenn das Taxon im Mittel in jeder zweiten Probe nachgewiesen wurde. Dies beseitigt die abundanzabhängigen Ungenauigkeiten zwar nicht vollständig, verringert sie jedoch deutlich. Der Großteil aller Taxa (63,6%) konnte hierdurch keiner der drei Wassertiefenkategorien zugeordnet werden, kommt also in der Lahn weit verbreitet oder spezialisiert, jedoch nur in sehr geringer Individuendichte vor. 14,4% aller Taxa konnten hingegen in jeder Wassertiefe in ausreichender Abundanz nachgewiesen werden, stellen also echte Generalisten dar. Diese Taxa sind in Tabelle 13-09 aufgelistet.

Die Taxa, welche mit der größten Individuendichte in allen Wassertiefen vorkommen, sind größtenteils jene, die auch die Gesamttaxaliste durch ihre hohe Abundanz und Stetigkeit dominieren. Mit den Kriebelmückenlarven (*Simulium sp.*) oder den Wasserflöhen (*Daphnia*) sind jedoch auch Taxa mit geringen Stetigkeiten vertreten.

Obwohl alle aufgelisteten Taxa rein statistisch in jeder zweiten Probe nachgewiesen wurden, gibt es jedoch auch hier Unterschiede in der Verbreitung. Die Wassermilben (*Hydrocarina sp.*) sind am gleichmäßigsten über die drei Wassertiefenkategorien verteilt (geringste Standardabweichung), während *Simulium sp.* am stärksten eine der drei Kategorien (mittlere Wassertiefen) favorisiert.

Der Anteil der echten Spezialisten, also Taxa, welche in nur einer Kategorie in ausreichender Abundanz vorkommen, liegt mit 11,9% etwas niedriger als der Anteil der Generalisten, wobei hierbei Arten, welche tiefe Bereiche präferieren, mit 6,8% am stärksten vertreten sind, während nur 0,8% aller Taxa ausschließlich die mittleren Tiefenbereiche bevorzugen.

Tab. 13-09: Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in allen Wassertiefen vorkamen (angegeben ist die mittlere Individuendichte in Ind./m², sortiert nach dem Mittelwert über alle drei Kategorien)

Taxon	Ordnung	0-2 dm	3-6 dm	≥7 dm	Mittelwert	Maximum
Gammarus roeseli	Crustacea	719	622	655	665	719
Chironomini Gen. sp. (aggregiert)	Diptera	387	183	438	336	438
Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	202	163	408	258	408
Hydrocarina sp.	Acari	167	178	179	175	179
Simulium sp.	Diptera	124	298	57	160	298
Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	162	120	120	134	162
Baetis sp.	Ephemeroptera	110	157	56	108	157
Daphnia	Crustacea	73	34	113	73	113
Asellus aquatica	Crustacea	59	20	48	42	59
Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	17	63	44	41	63
Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	25	32	26	28	32
Mystacides azureus	Trichoptera	35	24	14	24	35
Tinodes sp.	Trichoptera	17	29	16	21	29
Sphaerium corneum	Mollusca	13	9	9	10	13

13.3.2 Strömungsgeschwindigkeit

Die Strömungsgeschwindigkeit wurde in 5 Klassen zu je 0,5m/s erfasst, es konnten jedoch nur für die ersten 4 Klassen Makrozoobenthosproben entnommen werden, da die Probenahme methodik (Kicksampling) bei Fließgeschwindigkeiten größer 2,0 m/s und den in der Lahn damit verbundenen Wassertiefen aus Sicherheitsgründen nicht durchgeführt werden konnte.

In Tabelle 13-10 sind einige der Kernergebnisse der Analyse des Makrozoobenthos' bezüglich des Parameters Strömungsgeschwindigkeit angezeigt.

Tab. 13-10: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter Strömungsgeschwindigkeit

Strömungsklassen	Strömungs- klasse 1 (0-0,5 m/s)	Strömungs- klasse 2 (0,5-1,0 m/s)	Strömungs- klasse 3 (1,0-1,5 m/s)	Strömungs- klasse 4 (1,5-2,0 m/s)
Individuen/m ²	2.244	2.382	3.139	4.105
Taxazahl	72	80	47	25
Individuen/Taxa und m ²	31,2	29,8	66,8	164,2
Individuen pro Ordnung und Probe				
Mittelwert (Individuen/m ²)	149,6	170,1	261,6	456,1
% EPT-Fauna (Individuen)	9,3	19,8	30,2	19,1
Taxa pro Ordnung und Probe				
Mittelwert (Taxa/m ²)	4,9	5,8	4,0	3,0
% EPT-Fauna (Taxa)	37,5	40,0	44,7	52,0

Die Individuendichte nahm im Mittel aller Proben mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit von 2.244 Individuen/m² in den strömungsberuhigten Bereichen bis auf 4.105 Individuen/m² in den schnell fließenden Abschnitten der Lahn zu. Die Taxazahl hingegen fiel mit zunehmender Strömung (≥ 1 m/s) rasch ab. Daraus resultierte eine stark ansteigende Individuendichte pro Taxon. Während in den strömungsarmen Bereichen im Mittel rund 31 Individuen pro Taxon und m² gezählt wurden, waren es in den Proben der Strömungsklasse 4 rund 164 Individuen pro Taxon und m².

Auch die Individuendichte auf Ebene der höheren taxonomischen Einheiten stieg mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit von rund 150 Individuen/m² auf bis zu 456 Individuen/m² an. Dies entspricht einer exponentiellen Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,937.

Der Anteil der EPT-Taxa stieg ebenfalls mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit von 37,5% auf bis zu 52% an. Da unter den EPT-Taxa viele rheophile Arten zu finden waren, verwundert diese Verteilung nicht und wird auch durch andere Untersuchungen gestützt (BRUNKE ET AL. 2001: 669 f.). Der Anteil der EPT-Taxa betrachtet auf der Ebene der Individuendichte nahm zunächst ebenfalls zu (von 9,3% auf 30,2%), fiel jedoch in der Strömungsklasse 4 wieder stark ab. Da die EPT-Fauna in dieser Klasse jedoch mehr als 50% aller Taxa stellte, muss dieser Abfall durch die überdurchschnittlich hohe Abundanz anderer Ordnungen – vor allem der *Diptera* – begründet werden. Dies wird auch durch die graphische Darstellung der prozentualen Anteile der verschiedenen Ordnungen an der Individu-

endichte in Abbildung 13-19 veranschaulicht.

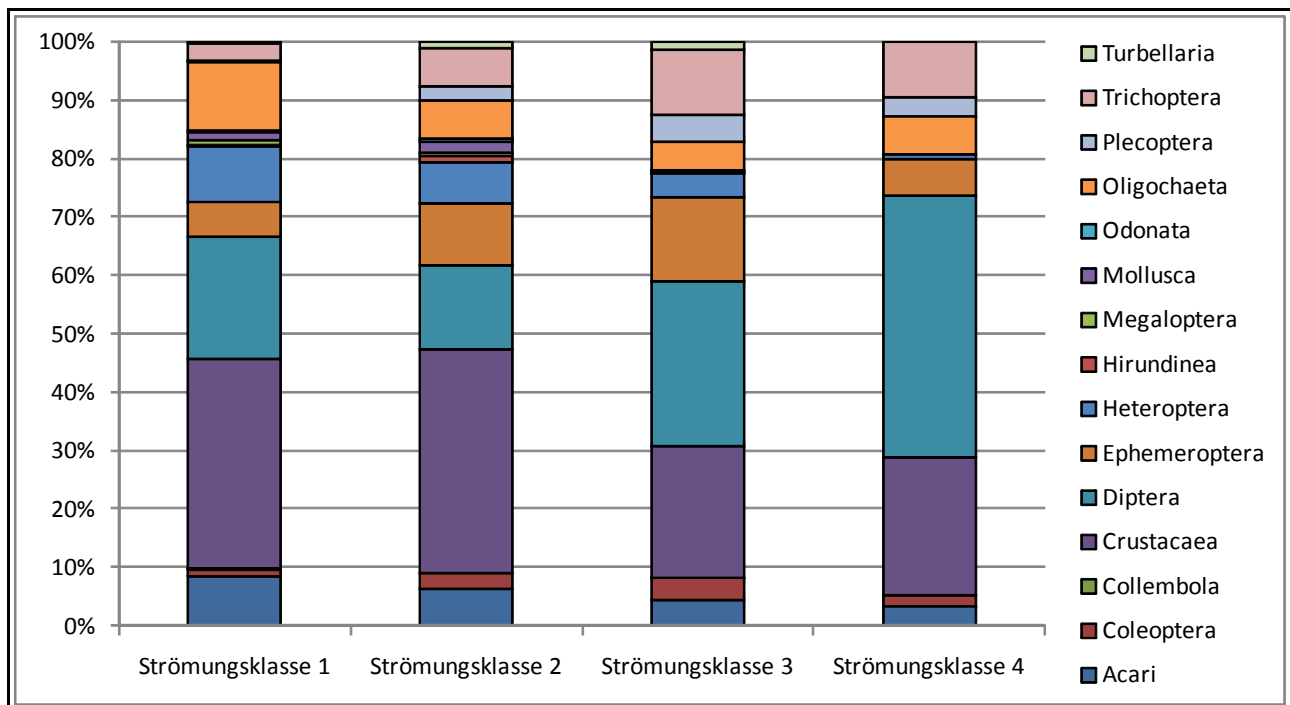


Abb. 13-19: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (in % der Individuen/m²)

Am auffälligsten sind die Zunahme des Anteils der *Diptera* von 21% und 14% in den Strömungsklassen 1 und 2 auf 28% und 45% in den Strömungsklassen 3 und 4 sowie die Abnahme des Anteils der *Crustacea* in ähnlichen Größenordnungen (von 36% und 38% auf 22% und 24%). Im Fall der *Diptera* war dies in dem vermehrten Auftreten der Kriebelmückenlarven *Simulium sp.* begründet, welche als passive Filtrierer auf höhere Fließgeschwindigkeiten angewiesen sind. Das verringerte Auftreten der *Crustacea* kann darauf zurückgeführt werden, dass nur *Gammarus roeseli* in Fließgeschwindigkeiten von mehr als 1,5 m/s nachgewiesen wurde (dort allerdings in einer mittleren Abundanz von 976 Individuen/m², während diese Art in den übrigen Strömungsklassen Abundanzen zwischen 635 und 743 Individuen/m² aufwies). Die übrigen Taxa der Ordnung der *Crustacea* wurden nur in strömungsberuhigteren Bereichen vorgefunden.

Auch die *Heteroptera*, welche sich ebenfalls zumindest teilweise schwimmend fortbewegen, traten mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit seltener auf.

Die *Plecoptera* auf der anderen Seite sind als typische Rhithralbesiedler an höhere Strömungsgeschwindigkeiten angepasst und wurden in den Proben der Strömungsklasse 1 in nur sehr geringer Dichte nachgewiesen.

Betrachtet man die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' auf der Ebene der Taxa pro Ordnung (Abb. 13-20), so fallen die Unterschiede nicht ganz so groß aus, es wird jedoch deutlicher sichtbar, dass die Ordnungen der *Collembola*, *Megaloptera*, *Odonata*, *Turbellaria* und *Hirundinea* in Bereichen höherer Strömungsgeschwindigkeiten gar nicht mehr auftreten.

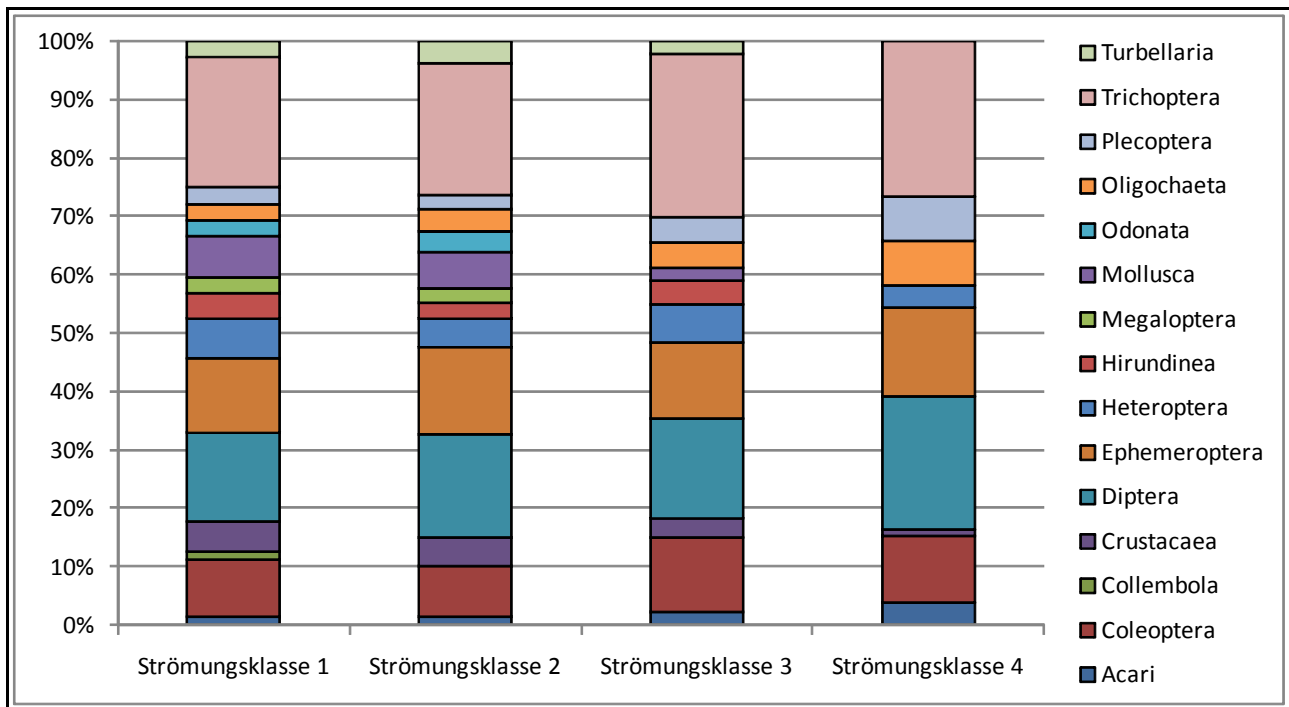


Abb. 13-20: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (in % der Taxa pro Ordnung)

Nach der Verteilung des gesamten Makrozoobenthos auf Ebene der taxonomischen Ordnung soll im Folgenden die Gruppe der EPT-Fauna eingehender analysiert werden. Zunächst wird dabei die Individuendichte der EPT-Familien in den vier beprobten Strömungsklassen untersucht (Abb. 13-21).

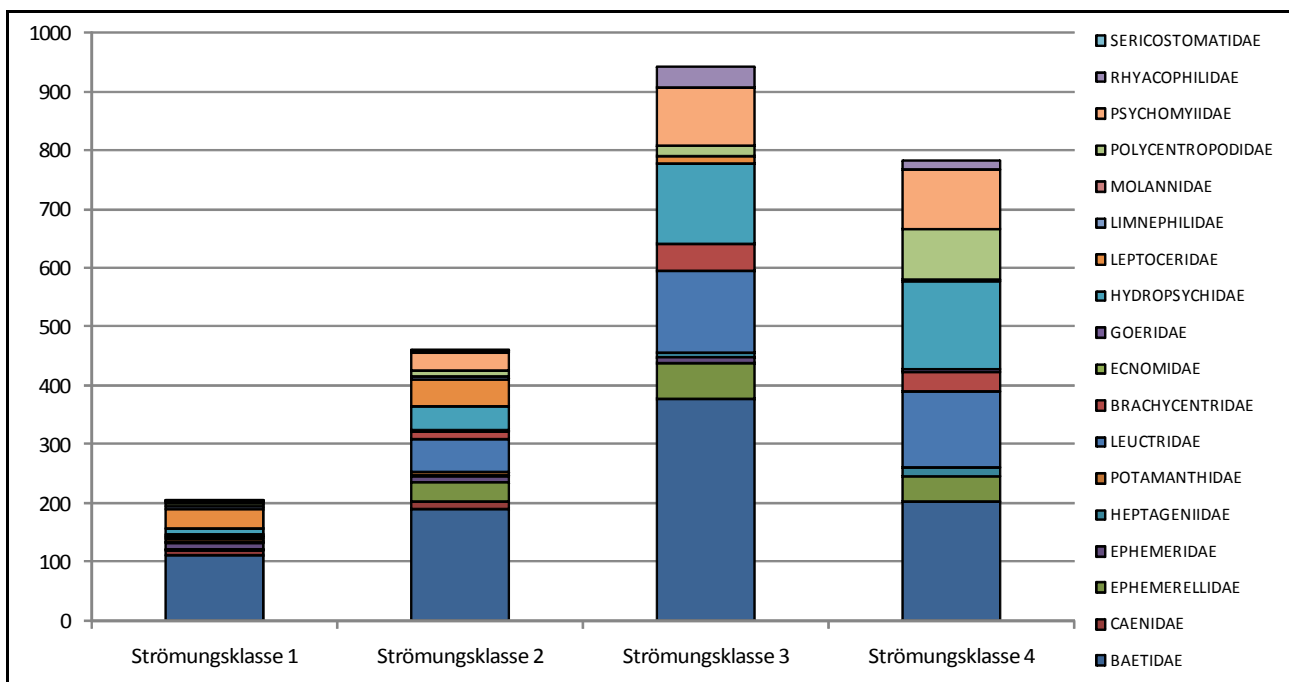


Abb. 13-21: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Individuendichte in Individuen/m²)

Während für die Gesamttaxaliste die Individuendichte von Strömungsklasse zu Strömungsklasse zunahm (vgl. Tab. 13-10), lag das Abundanzmaximum für die Familien der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen eindeutig in der Strömungsklasse 3 (1,0-1,5 m/s).

Die Hauptgemeinsamkeit aller Kategorien war die deutliche Dominanz der Eintagsfliegenfamilie der *Baetidae*. Darüber hinaus gab es in der Zusammensetzung der EPT-Taxa deutliche Unterschiede zwischen den vier Strömungsklassen. Einige Familien waren in den strömungsreichen Bereichen sehr viel stärker vertreten als in den strömungsarmen (z.B. *Ephemerellidae*, *Brachycentridae* oder *Polycentropodidae*). Deutlich weniger Taxa präferierten die Bereiche geringerer Strömung (*Leptoceridae*, *Caenidae* oder auch *Potamanthidae*).

Die Zusammensetzung der EPT-Fauna in den Strömungsklassen war auch hinsichtlich der Taxazahlen unterschiedlich. In den individuenreichen Klassen 3 und 4 wurden nur 20 und 13 Taxa nachgewiesen, während in den individuenärmeren Klassen 26 und 30 Taxa registriert wurden (Abb. 13-22). Die größte Varianz wiesen hierbei die Köcherfliegen auf, während die Steinfliegen in allen Strömungsklassen gleichermaßen mit beiden Taxa vertreten waren.

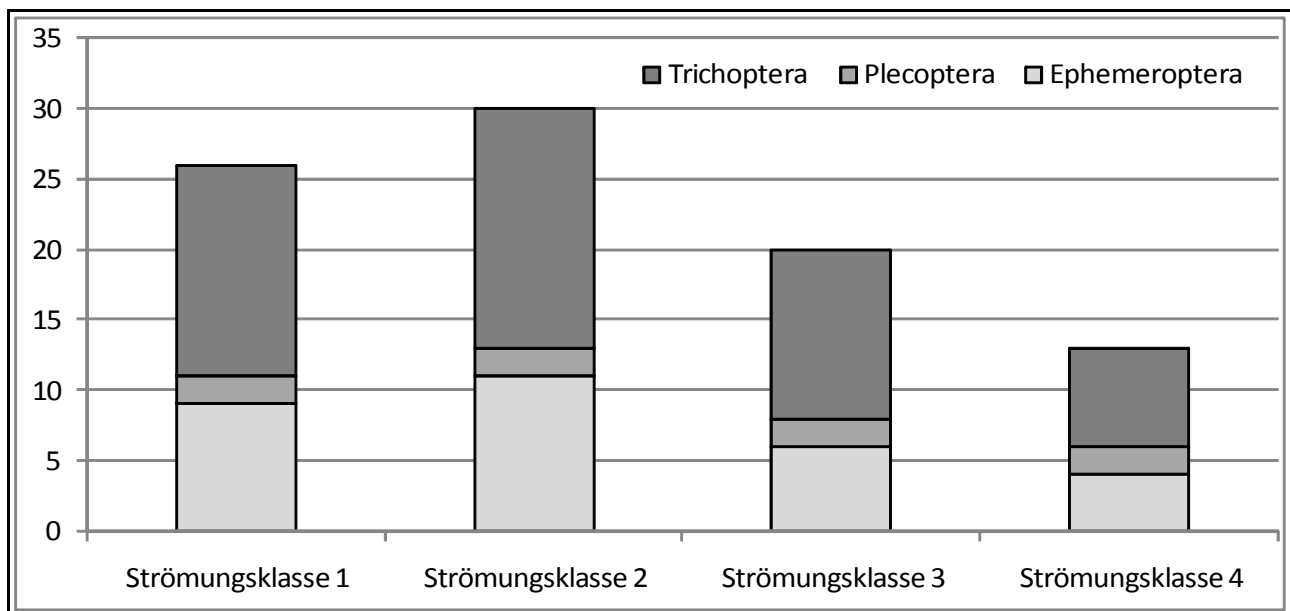


Abb. 13-22: Zusammensetzung der EPT-Fauna in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Taxazahlen pro Ordnung)

Die Zusammensetzung der Eintagsfliegentaxa auf Artniveau ist in Abb. 13-23 wiedergegeben. Die klare Dominanz der Gattung *Baetis* sp., welche auch schon auf dem Familienniveau erkennbar gewesen ist, wird hier noch deutlicher. Weiterhin ist die Artenarmut vor allem der Strömungsklasse 4 im Vergleich zu Strömungsklasse 2 (ähnliche Individuendichte und ähnlicher Anteil von *Baetis* sp.) auffällig. Durch die hohen Strömungsgeschwindigkeiten (>1,5 m/s) können sich nur noch speziell angepasste Arten (*Procladius bifidus*, *Serratella ignita* und *Ecdyonurus dispar*) in nennenswerter Abundanz behaupten, während die Artenvielfalt in den strömungsberuhigteren Bereichen deutlich größer ist.

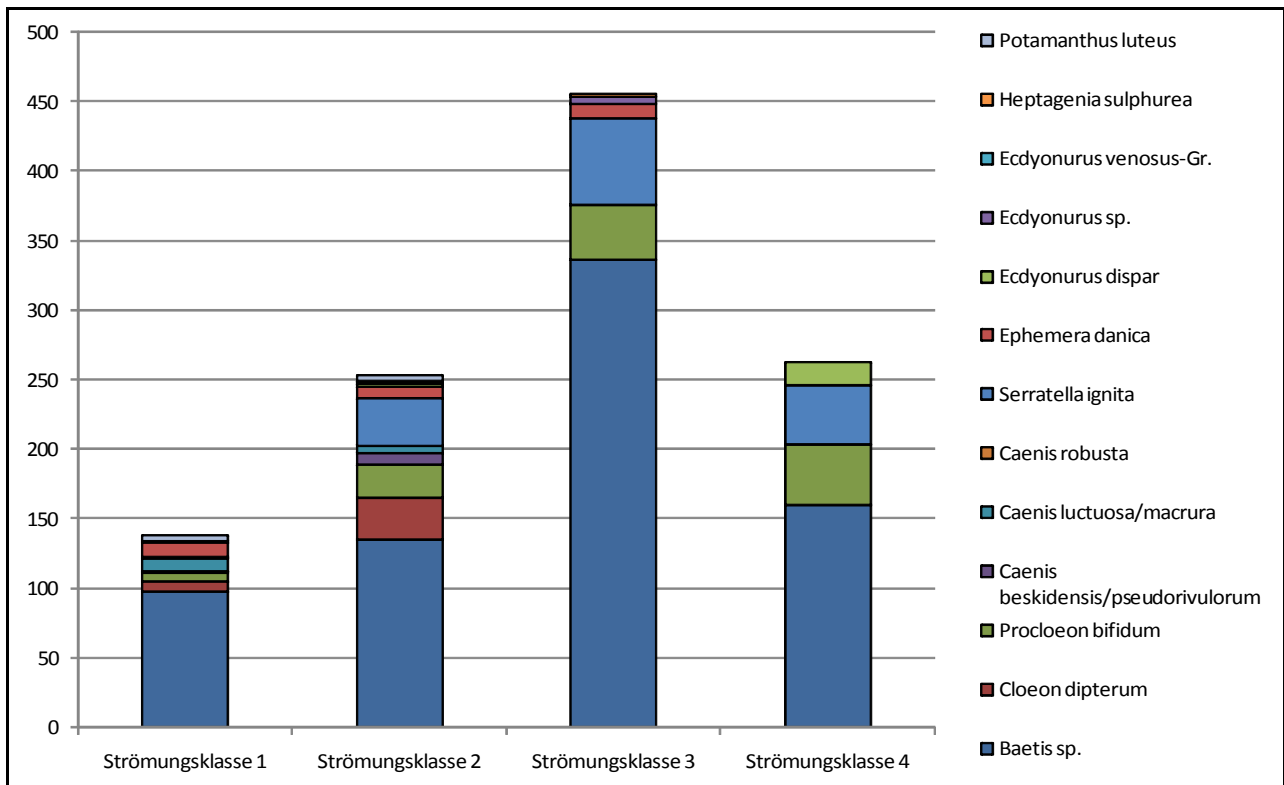


Abb. 13-23: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Individuendichte in Individuen/m²)

Wie zuvor in Abb. 13-22 dargestellt, waren beide Arten der Steinfliegen in allen vier Strömungsklassen vertreten. Betrachtet man jedoch die Individuendichte, so fällt auf, dass die *Plecoptera* eindeutig Bereiche höherer Strömungsgeschwindigkeit bevorzugten (Abb. 13-24). Dabei war *Leuctra nigra* umso stärker vertreten, je größer die Strömungsgeschwindigkeit ist, während *Leuctra geniculata* in der Strömungsklasse 3 die größte Abundanz aufwies.

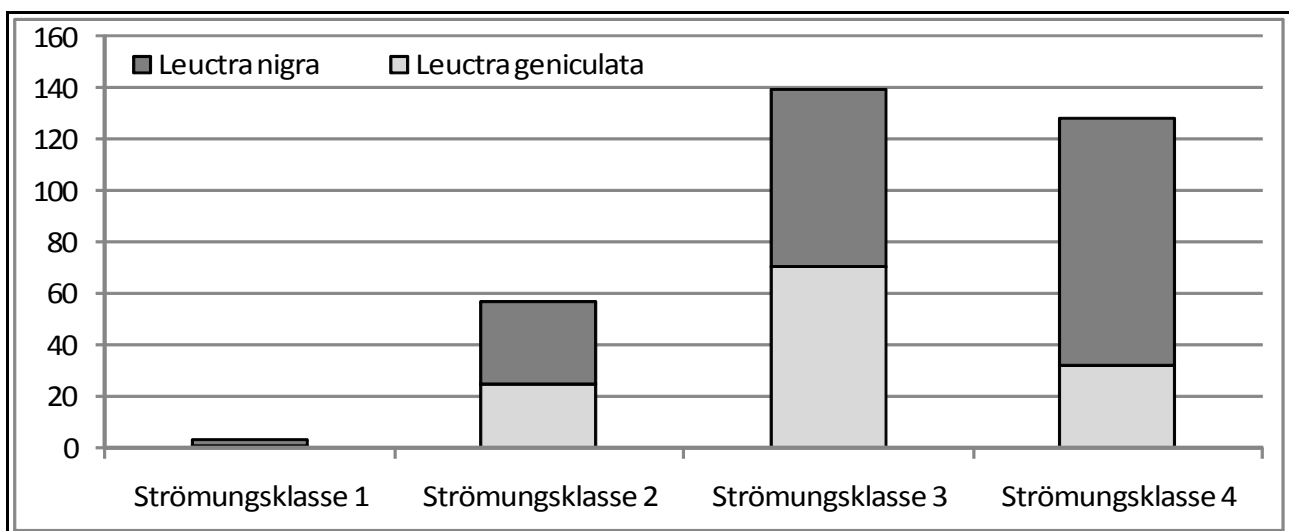


Abb. 13-24: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Individuendichte der Köcherfliegenarten nahm vergleichbar mit dem Verhalten von *Leuctra nigra* mit steigender Strömungsgeschwindigkeit zu (Abb. 13-25). Der Hauptteil dieses Zuwachses wurde von den Arten *Hydropsyche siltalai*, *Polycentropus flavomaculatus* und *Tinodes* sp. bestimmt. Weiterhin auffällig war das verstärkte Auftreten von *Hydropsyche contubernalis* ssp. in der Strömungsklasse 3 und das fast vollständige Fehlen dieser Art in den übrigen Strömungsklassen.

Mystacides azurea wies als einzige Art eine deutliche Präferenz für die strömungsberuhigten Bereiche auf.

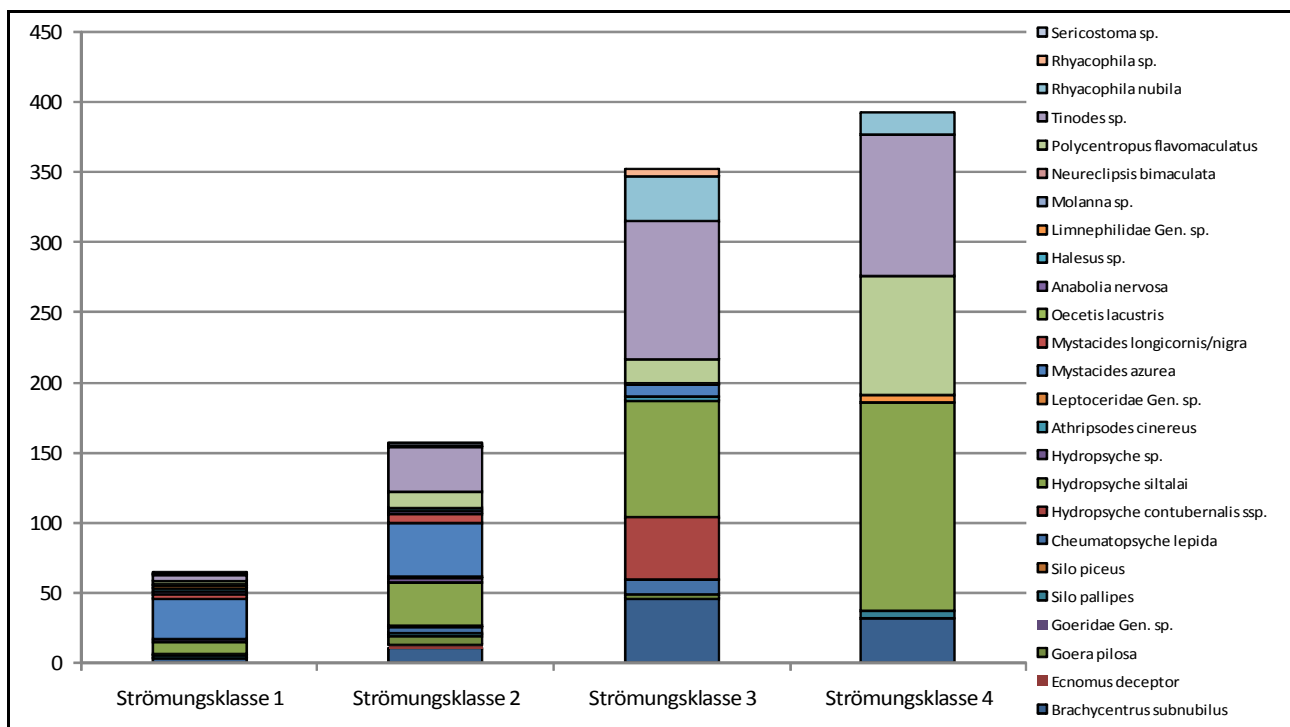


Abb. 13-25: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit (Individuendichte in Individuen/m²)

Nach der Betrachtung der EPT-Fauna, soll im Folgenden die Verbreitung der Gesamttaxa-liste untersucht werden.

Die Analyse des Vorkommens aller Taxa in den Bereichen verschiedener Strömungsgeschwindigkeiten ergab, dass der Großteil aller Taxa (26,3%) ausschließlich in Bereichen geringer Strömungsgeschwindigkeit (Strömungsklassen 1 und 2 – bis max. 1 m/s) nachgewiesen wurde. Weitere 19,5% aller Taxa wurden nur in der Strömungsklasse 1 nachgewiesen und 17,8% der Taxa kommen in allen vier beprobten Strömungsklassen vor.

Werden nur Taxa mit einer mittleren Individuenhäufigkeit von 0,5/Probe oder mehr berücksichtigt, so verändert sich die Verteilung vor allem dadurch, dass ein Großteil der Taxa (57,6%) in keiner der Strömungsklassen im Mittel mit 0,5 Individuen/Probe oder mehr nachgewiesen werden konnte. 9,3% aller Taxa kamen in allen vier Strömungsklassen mit hoher Stetigkeit vor, 6,8% wurden nur in den Bereichen der geringsten Strömung nicht nachgewiesen und 2,5% kamen nur in der strömungsreichsten Bereichen nicht vor, was einen Anteil der Generalisten von 18,6% ergibt.

16,1% aller Taxa wurden hingegen ausschließlich in einer der vier Strömungsklassen und weitere 7,6% in zwei der vier Klassen nachgewiesen. Von diesen stark selektiven Taxa wurde ein größerer Anteil in den strömungsberuhigten Bereichen vorgefunden (12,7% aller Taxa) als in den strömungsreichen Bereichen (8,5% aller Taxa).

Zusammenfassend lässt sich demnach für die Verbreitung des Makrozoobenthos' der Lahn unter Berücksichtigung der Stetigkeit festhalten, dass der Anteil der Generalisten am größten ist, gefolgt von Taxa, welche auf geringe Strömungsgeschwindigkeiten spezialisiert sind.

Von den Taxa, welche in allen Strömungsklassen vorkamen, wies *Gammarus roeseli* die größte mittlere Abundanz und *Simulium sp.* die größte maximale Abundanz auf (Tab. 13-11). Einige der Taxa (*Gammarus roeseli*, *Hydrocarina sp.* oder *Tubificidae Gen. sp.*) wurden in allen Strömungsklassen mit ähnlich hohen Individuendichten nachgewiesen (Standardabweichung <0,3). Andere Taxa zeigten, obwohl sie in allen Strömungsbereichen mit hinreichender Stetigkeit vorkamen, deutliche Präferenzen für strömungsreiche Bereiche (*Hydropsyche siltalai*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Oulimnius sp. Adult*) mit Standardabweichungen von bis zu 0,74.

Tab. 13-11: Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in allen Strömungsgeschwindigkeiten vorkamen (angegeben ist die mittlere Individuendichte in Ind/m², sortiert nach dem Mittelwert (MW) über alle vier Kategorien)

Taxon	Ordnung	Strömungsklasse 1	Strömungsklasse 2	Strömungsklasse 3	Strömungsklasse 4	MW	Max.
<i>Gammarus roeseli</i>	Crustacea	663	743	635	976	754	976
<i>Simulium sp.</i>	Diptera	14	134	734	1.717	650	1.717
<i>Tubificidae Gen. sp.</i> (<i>Tubifex sp.</i>)	Oligochaeta	264	148	139	261	203	264
<i>Baetis sp.</i>	Ephemeroptera	97	135	336	160	182	336
<i>Hydrocarina sp.</i>	Acari	186	147	139	133	151	186
Chironomini Gen. sp. 1	Diptera	170	63	50	43	82	170
Chironomini Gen. sp. 2	Diptera	148	78	43	21	73	148
<i>Hydropsyche siltalai</i>	Trichoptera	9	30	83	149	68	149
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Heteroptera	11	77	118	32	60	118
Chironomini Gen. sp. 3	Diptera	67	17	38	43	41	67
<i>Oulimnius sp. Adult</i>	Coleoptera	22	36	50	37	36	50

22% aller bewerteten Taxa kamen in einer der drei Wassertiefenkategorien nicht oder nur in zu geringer Abundanz vor (Tab. 13-12). Dabei fällt auf, dass die Bereiche der mittleren Strömungsgeschwindigkeit bei allen dieser Taxa vertreten waren. Drei Taxa (*Ephemera danica*, *Corixidae Gen. sp.* und *Mystacides azureus*) bevorzugten eher geringere Strömungsgeschwindigkeiten während die übrigen acht Taxa eher in den Bereichen größerer Strömungsgeschwindigkeit nachgewiesen wurden.

Tab. 13-12: Taxa, die in einer der Wassertiefenkategorien nicht hinreichend oder gar nicht nachgewiesen wurden

Taxon	Ordnung	Strömungs- klasse 1	Strömungs- klasse 2	Strömungs- klasse 3	Strömungs- klasse 4
Ephemera danica	Ephemeroptera	X	X	X	-
Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	X	X	X	-
Mystacides azureus	Trichoptera	X	X	X	-
Elmis aenea Adult	Coleoptera	-	X	X	X
Procladius bifidus	Ephemeroptera	-	X	X	X
Serratella ignita	Ephemeroptera	-	X	X	X
Leuctra geniculata	Plecoptera	-	X	X	X
Leuctra nigra	Plecoptera	-	X	X	X
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	-	X	X	X
Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	-	X	X	X
Tinodes sp.	Trichoptera	-	X	X	X

13.3.3 Mineralische Substrate

Der Parameter der mineralischen Substrate umfasst die folgenden 10 verschiedenen Substrattypen, welche im Zuge der TRiSha-Kartierung erfasst wurden:

- Mesolithal (Korndurchmesser 6-20 cm);
- Mikrolithal (Korndurchmesser 2-6 cm – Grobkies);
- Makroakal (Korndurchmesser 1-2 cm – Mittelskies);
- Mikroakal (Korndurchmesser 0,2-1 cm – Feinkies);
- Psammal (Korndurchmesser 6 µm - 2 mm – Sand);
- Makroargyllal (Korndurchmesser 0,2 µm - 6 µm – Schluff);
- Mikroargyllal (Korndurchmesser <0,2 µm – Ton);
- Auenlehm (Gemisch aus Sand, Schluff und Ton);
- Schlamm (lockeres Gemisch aus mineralischen und organischen Partikeln mit Faulgasen);
- Technolithal (anthropogene Strukturen wie Blockschüttungen oder Pflaster).

Von diesen zehn Substrattypen wurden das Makro- und Mikroargyllal nicht in den Untersuchungsabschnitten vorgefunden. Die übrigen acht Typen wurden mit einer 4-stufigen Skala kartiert, was theoretisch zu 32 Typenausprägungen führt. Eine detaillierte Auswertung des Makrozoobenthos ist für diese Fülle an Ausprägungen nicht zweckmäßig. Daher werden im Folgenden nur jene Typenausprägungen vorgestellt, für welche eine ausreichende Datenbasis vorliegt ($n_{\min} = 17$ Proben, $n_{\max} = 52$ Proben).

Die folgenden 11 Typenausprägungen wurden berücksichtigt:

- Mesolithal 25+ (17 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Mikrolithal 25+ (42 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Makroakal 25+ (29 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);

- erreicht);
- Mikroakal 25+ (19 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Psammal 25+ (52 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Psammal 50+ (23 Proben, bei denen dieser Typ mind. 50% Deckungsgrad erreicht);
- Auenlehm 25+ (28 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Schlamm 25+ (51 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Schlamm 50+ (20 Proben, bei denen dieser Typ mind. 50% Deckungsgrad erreicht);
- Technolithal 25+ (40 Proben, bei denen dieser Typ mind. 25% Deckungsgrad erreicht);
- Technolithal 50+ (27 Proben, bei denen dieser Typ mind. 50% Deckungsgrad erreicht);

Die Individuendichte des Makrozoobenthos' unterschied sich stark in den verschiedenen Substrattypen. Die größten Dichten wurden in Proben mit einem dominierenden Anteil an Grob- oder Mittelkies (3.002 und 2.859 Individuen/m²) sowie in Proben, bei denen Schlamm das charakterisierende Substrat war (2.849 Individuen/m²), nachgewiesen. Die geringsten Individuendichten wurden in den Substrattypen Technolithal, Auenlehm und Feinkies ermittelt (Tab. 13-13).

Tab. 13-13: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter der mineralischen Substrattypen

Substrattypen	Mesolithal 25+	Mikrolithal 25+	Makroakal 25+	Mikroakal 25+	Psammal 25+	Psammal 50+	Auenlehm 25+	Schlamm 25+	Schlamm 50+	Technolithal 25+	Technolithal 50+
Individuen/m ²	2737	3002	2859	2267	2402	2421	2192	2364	2849	2108	2282
Taxazahl	61	81	83	55	58	51	46	49	37	66	73
Individuen/Taxa und m ²	44,9	37,1	34,4	41,2	41,4	47,5	47,7	48,2	77,0	31,9	31,3
Individuen pro Ordnung und Probe											
Mittelwert (Individuen/m ²)	210,5	214,4	190,6	161,9	160,1	161,4	156,6	168,9	237,4	140,5	152,1
% EPT-Fauna (Individuen)	22,4	19,6	19,5	15,4	9,3	5,9	7,8	5,8	6,6	13,4	13,2
Taxa pro Ordnung und Probe											
Mittelwert (Taxa/m ²)	4,8	5,9	5,6	4,1	3,9	3,4	3,4	3,6	3,1	4,5	4,9
% EPT-Fauna (Taxa)	41,0	44,4	42,2	36,4	34,5	27,5	23,9	26,5	24,3	39,4	34,2

In Messflächen, die zu mindestens 50% von Schlamm oder Technolithal bedeckt waren, war die Individuendichte größer als in den Messflächen mit einem geringeren Anteil dieser Substrattypen. In den Proben mit Sandeinfluss bestätigte sich dieser Trend jedoch nicht. Hinsichtlich der Taxazahlen wiesen die sand- und schlammgeprägten Bereiche mit einer zunehmenden Dominanz dieser Substrate eine geringere Artenvielfalt auf. Doch auch dieser Trend ist nicht allgemeingültig, da in den durch Technolithal dominierten Proben mehr Taxa nachgewiesen wurden als in jenen Proben, die einen geringeren Anteil der anthropogenen Substrate aufwiesen.

Die Taxazahlen waren mit 37 Taxa in den schlammdominierten Proben am geringsten und

mit 83 Taxa im Mittelkies am größten. Da die schlammdominierten Proben auch eine hohe Individuendichte aufwiesen, war hier die mittlere Individuendichte pro Taxon besonders hoch. Der Substrattyp Schlamm wurde demnach durch ein massenhaftes Vorkommen weniger Arten charakterisiert und hob sich damit von allen anderen Substrattypen ab.

Hinsichtlich der Taxavielfalt waren die Proben des Grob- und Mittelkies am vorteilhaftesten einzustufen, doch auch die anthropogenen Substrattypen wiesen, bei geringerer Individuendichte, hohe Taxazahlen auf und können hinsichtlich des Parameters der mittleren Individuendichte pro Taxon als wertvoll eingestuft werden.

Ähnliche Ergebnisse haben BRUNKE ET AL. (2001: 669 f.) im Rahmen ihrer Untersuchungen zu den Mindestansprüchen von Invertebratentaxa an die Strömungsgeschwindigkeit aufgezeigt. Demnach sind sand- und in schlammgeprägte Gewässerabschnitte durch besonders geringe Taxazahlen gekennzeichnet. Dies wird durch FELD & PUSCH (1999: 4) anhand der Untersuchung eines Tieflandsflusses bestätigt. Auch DOWNES ET AL. (2006) gehen davon aus, dass sich hohe Sandanteile im Gewässer negativ auf die aquatische Besiedlung auswirken. Begründet wird dies damit, dass viele Arten vor allem Hartsubstrate wie Totholz, Kiese oder größere Steine und das damit zusammenhängende grobporige Interstitial bevorzugen. Darüber hinaus bietet ein instabiler Sanduntergrund keinen Haftgrund für aquatische Makrophyten und kaum Aufwuchsfläche für Algen und Biofilme, welche vielen Makroinvertebratenarten als Nahrung dienen. Neben dem Sand wurden in der vorliegenden Untersuchung vor allem Schlamm und Auenlehm als artenarme Substrate identifiziert. Der Auenlehm wies darüber hinaus auch sehr geringe Individuendichten auf, was auf die große Bedeutung des hyporheischen Interstitials für das Makrozoobenthos hinweist. Dies steht in auenlehmgeprägten Bereichen aufgrund der dicht gepackten Substratmatrix nur sehr eingeschränkt zur Verfügung.

Der Anteil der EPT-Fauna auf Ebene der Individuen war mit 5,8% und 6,6% in den schlammgeprägten Bereichen, mit 5,9% in den sanddominierten Bereichen und mit 7,8% in den Auenlehmgebieten besonders niedrig. Auch dies deckt sich mit den Erkenntnissen von BRUNKE ET AL. (2001: 669 f.), die in feinsedimentreichen Gewässerabschnitten die geringsten Anteile rheophiler Taxa nachgewiesen haben. Die höchsten Anteile der EPT-Fauna wurden mit 22,4% im Mesolithal vorgefunden, gefolgt von den Substrattypen Grob- und Mittelkies.

Auf der Betrachtungsebene der Taxazahlen sind die Unterschiede der Substrattypen weniger stark ausgeprägt. Doch auch hier wiesen die Typen Auenlehm, Schlamm und Sand (bei Deckungsgraden von mehr als 50%) die geringsten EPT-Anteile auf, während die größeren Korngrößen, vor allem der Grobkies, mit bis zu 44,4% durch deutlich höhere Anteile der EPT-Fauna gekennzeichnet waren.

Die Verteilung der EPT-Fauna auf Basis der Individuendichte und der Taxazahlen zeigen die Abb. 13-26 und 13-27. Bei Betrachtung dieser beiden Abbildungen fällt auf, dass die EPT-Fauna auf Ebene der Individuendichte deutlich differenzierter auf die verschiedenen Substrattypen reagierte als auf der Ebene der Taxa. Die Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) unterlagen zudem geringeren Schwankungen als die beiden anderen Ordnungen. Vor allem die Steinfliegen (*Plecoptera*) waren eng an größere Substrate gebunden und in den feineren Korngrößen (<2 mm) kaum noch vertreten.

Auf Ebene der Taxazahlen fielen die Schwankungen geringer aus. Der Ausfall der *Plecoptera* in den Substrattypen Auenlehm und Schlamm war hier aber deutlicher zu sehen.

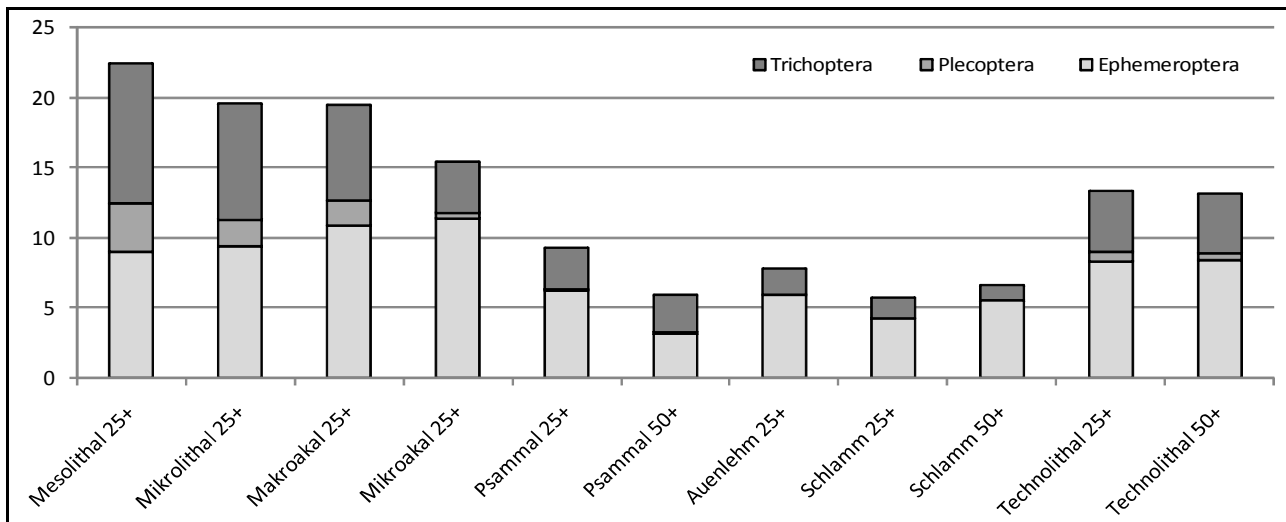


Abb. 13-26: Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Individuendichte für die einzelnen mineralischen Substrattypen

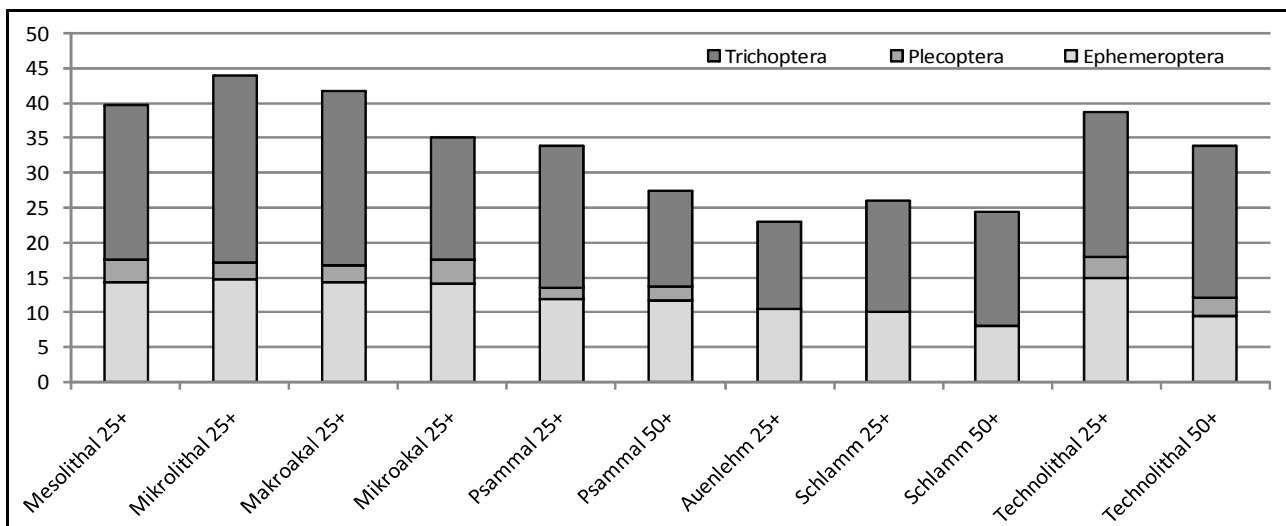


Abb. 13-27: Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Taxazahl für die einzelnen mineralischen Substrattypen

Betrachtet man nicht nur die EPT-Fauna, sondern alle Taxa, so konkretisiert sich dieses Bild (Abb. 13-28). Die Substrattypen Psammal, Auenlehm und Schlamm weichen in ihrer Zusammensetzung des Makrozoobenthos' vor allem hinsichtlich der weniger stark vertretenen Ordnungen (*Megaloptera* und der schon zuvor besprochenen EPT-Fauna) deutlich von den übrigen Typen ab. Die anthropogenen Bereiche (Technolithal) ähneln in ihrer Zusammensetzung stark den natürlichen grobkörnigeren Substrattypen, sind jedoch durch einen höheren Anteil der *Crustacea*, *Coleoptera* und der *Mollusca* gekennzeichnet.

Auf der Betrachtungsebene der Taxazahlen treten die Unterschiede zwischen den Substrattypen wiederum weniger deutlich zu Tage (Abb. 13-29). Für einzelne Ordnungen lässt sich feststellen, dass sie in bestimmten Substrattypen nicht nachgewiesen wurden – so beispielsweise für die *Odonata*, welche in den Typen Mesolithal, Mikroakal und Schlamm 50+ nicht vorkommen. Die Verteilung aller Ordnungen ist jedoch für alle Substrattypen sehr ähnlich.

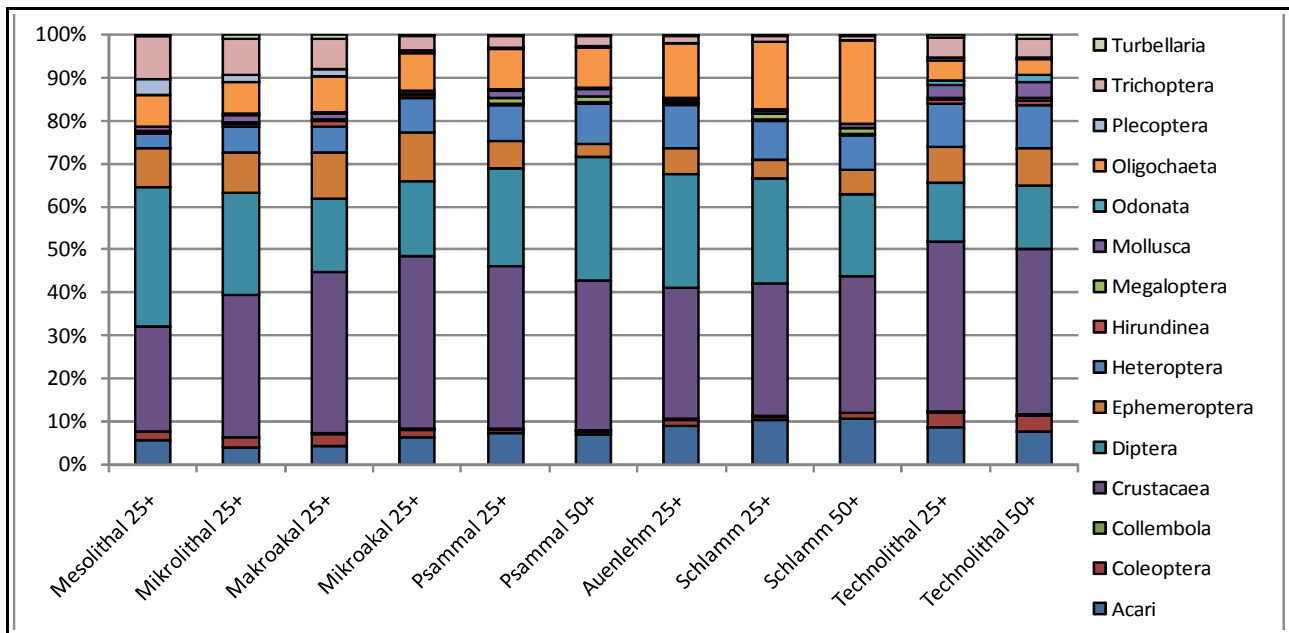


Abb. 13-28: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (in % der Individuen/m²)

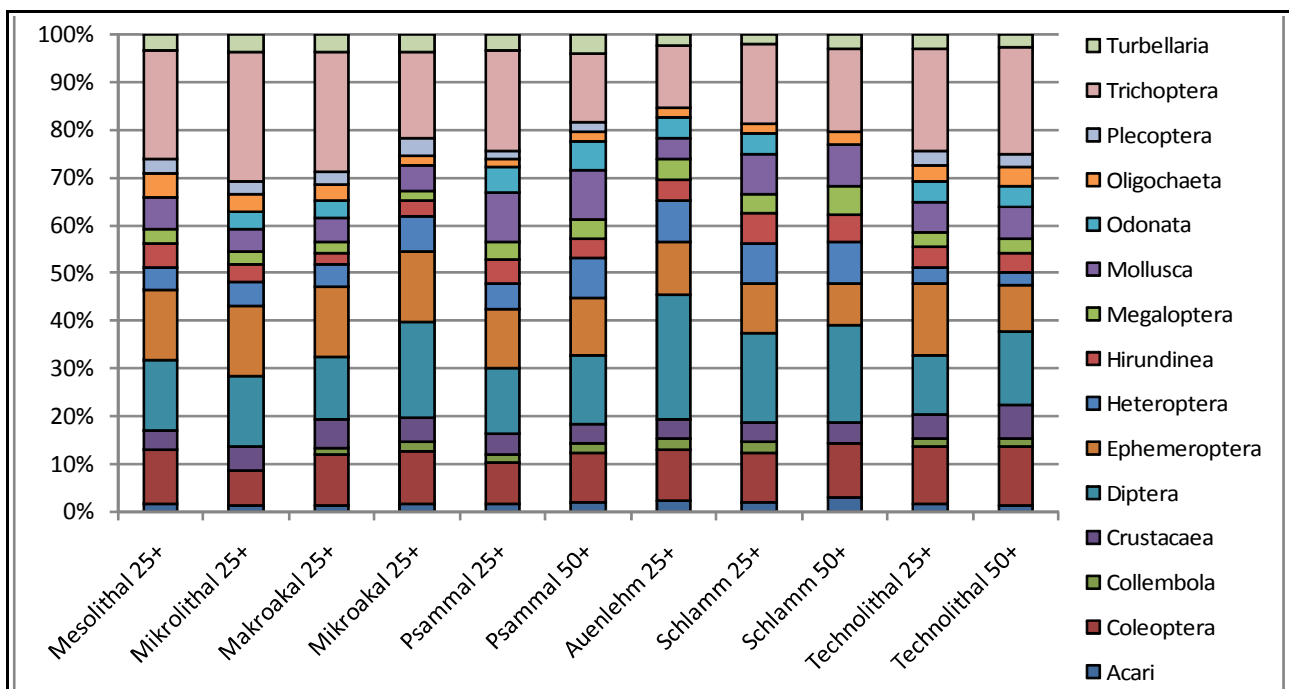


Abb. 13-29: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (in % der Taxazahl)

Nachdem zuvor bereits der Anteil der EPT-Fauna an der Gesamtindividuumdichte auf Ebene der Ordnungen thematisiert wurde (siehe Abb. 13-26), soll im Folgenden die Zusammensetzung der EPT-Fauna auf Familien- und Artniveau vorgestellt werden.

Neben den *Baetidae*, die in allen Substrattypen außer den sanddominierten Bereichen die individuenreichste Familie der EPT-Fauna sind, fällt vor allem die deutliche Präferenz einiger Familien für gröbere Substrate auf (*Ephemerellidae*, *Leuctridae*, *Brachycentridae*, *Hydropsychidae*, *Polycentropodidae*, *Pschomyiidae*) auf (Abb. 13-30). Die feineren Sub-

strate sind demgegenüber durch deutlich weniger Familien der EPT-Fauna gekennzeichnet. Neben den *Baetidae* waren hier vor allem die Familie der *Leptoceridae* und in den sandgeprägten Bereichen auch die *Ephemeridae* stark vertreten.

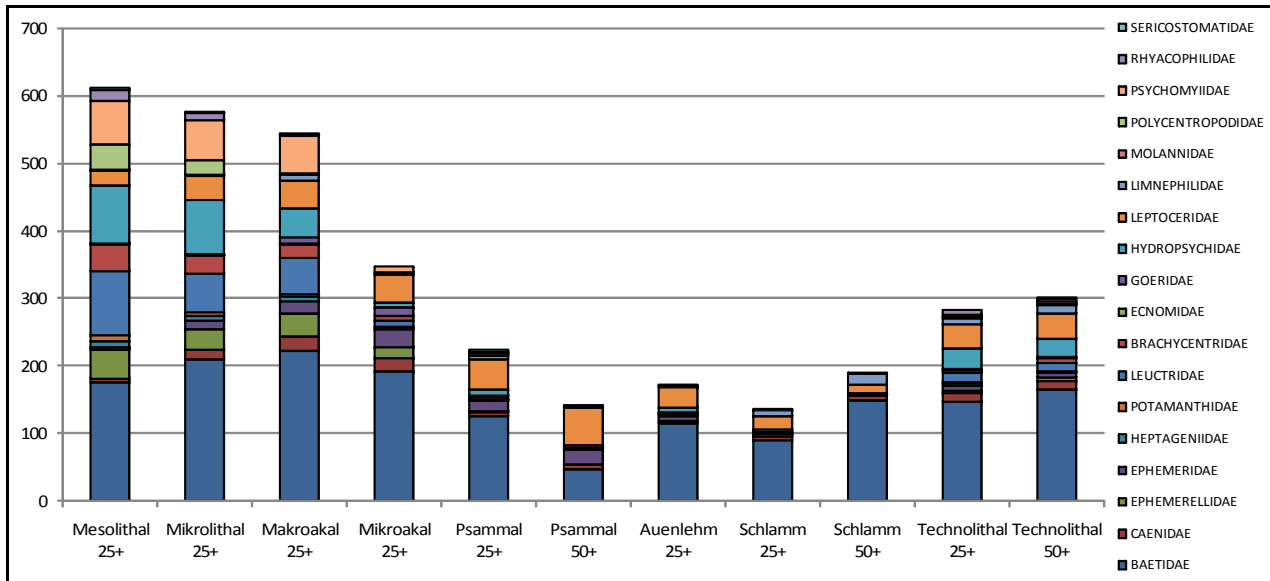


Abb. 13-30: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Während für die zuvor behandelten Parameter Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit auf Ebene der Familien nur vereinzelte Präferenzen für bestimmte Bereiche verzeichnet werden konnten, lässt sich für den Parameter der mineralischen Substrate eine klare Zweiteilung zwischen Fein- und Grobsubstraten feststellen. Dies verdeutlicht die große Bedeutung der Substrate für die Habitatwahl des Makrozoobenthos'.

Betrachtet man nur die Ordnung der Eintagsfliegen, so zeigt sich trotz grundsätzlich ähnlicher Verteilung eine andere Akzentuierung der einzelnen Substrate (Abb. 13-31). Statt im Mesolithal war die Individuendichte der Eintagsfliegen im Makroakal am größten und ergibt sich vor allem durch die Baetiden (*Baetis sp.*, *Cloeon dipterum* und *Procloeon bifidum*) sowie durch *Serratella ignita*. Insgesamt wurden im Makroakal 11 Taxa der *Ephemeroptera* nachgewiesen.

Die geringste Individuendichte wurde in den sanddominierten Bereichen verzeichnet, allerdings konnten hier immer noch sechs Taxa der Eintagsfliegen nachgewiesen werden, wobei *Baetis sp.* und *Ephemerella danica* die größte Bedeutung zukam.

Das artenärmste Substrat war mit nur drei Taxa (*Baetis sp.*, *Caenis luctuosa* und *Potamanthus luteus*) der Schlamm mit Deckungsgraden von mindestens 50%.

Die anthropogenen Substrate waren durch einen vergleichsweise geringen Anteil von *Baetis sp.* und durch einen hohen Anteil von *Cloeon dipterum* gekennzeichnet und unterschieden sich dadurch deutlich von den natürlichen Substraten ähnlicher Korngrößen (Meso- und Mikrolithal).

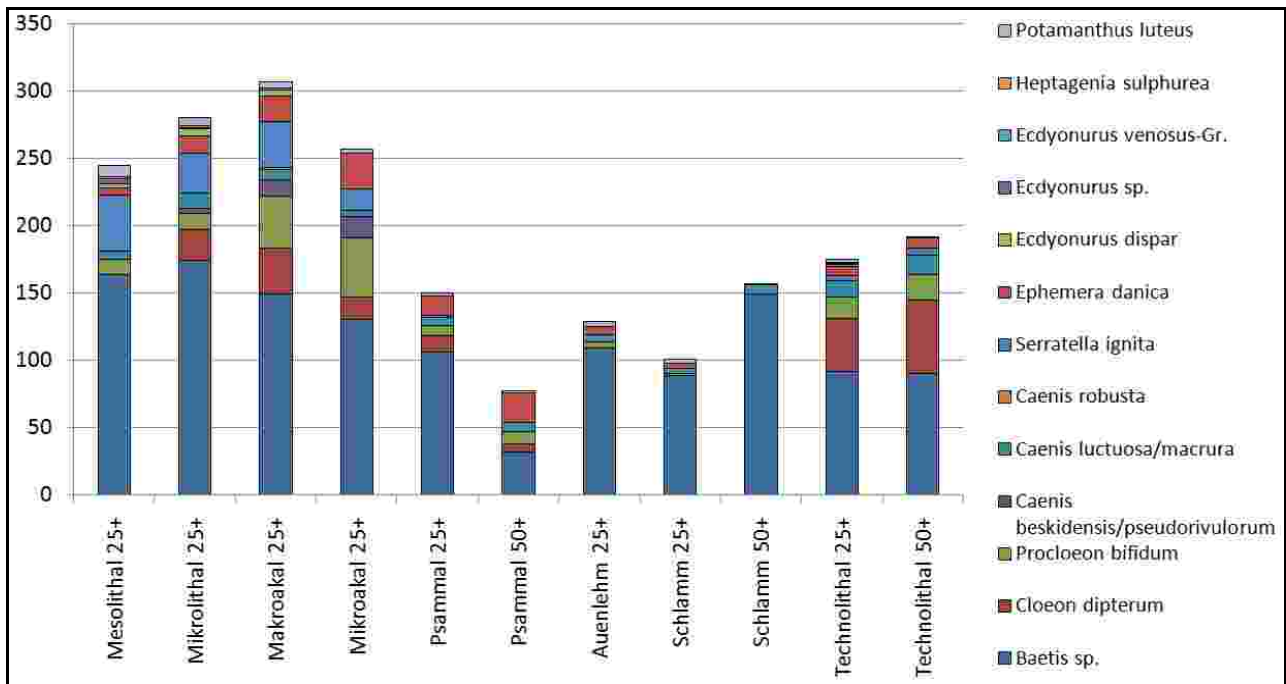


Abb. 13-31: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die beiden Arten der Steinfliegen *Leuctra nigra* und *L. geniculata* zeigten das gleiche Verteilungsmuster hinsichtlich der Substratpräferenzen (Abb. 13-32). Die größten Abundanzen wurden im Mesolithal nachgewiesen, gefolgt vom Mikrolithal (Grobkies) und dem Makroakal (Mittelkies). Die anthropogenen Substrate und das Mikroakal (Feinkies) wiesen nur geringe Individuendichten auf. Die feineren Substrate vom Sand bis zum Schlamm wurden von den beiden Steinfliegenarten so gut wie gar nicht als Habitat angenommen, was jedoch durch die geringere Strömungsgeschwindigkeit in diesen Bereichen begründet werden kann.

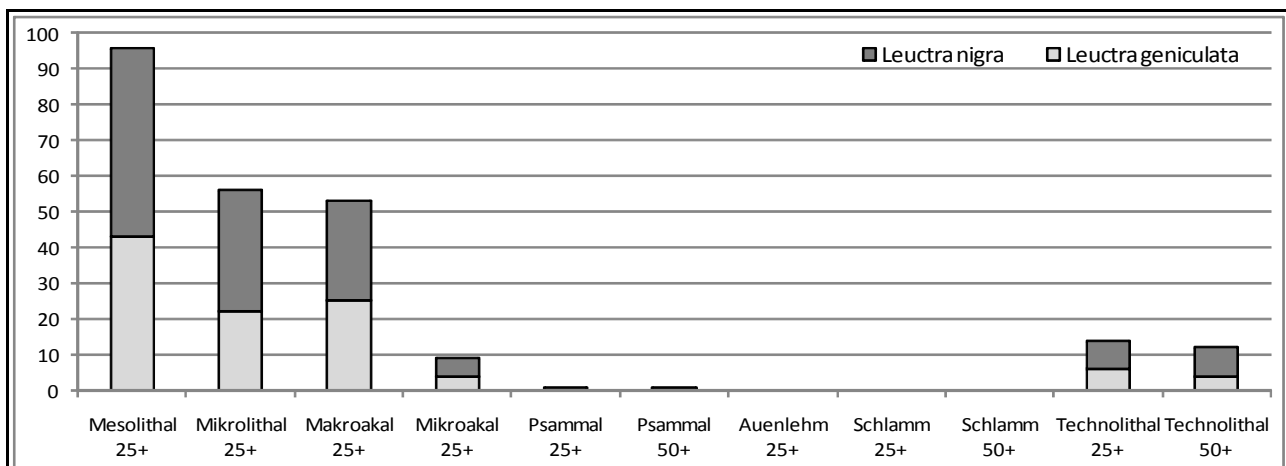


Abb. 13-32: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Taxa der Köcherfliegen wiesen ähnlich wie jene der anderen beiden EPT-Ordnungen starke Präferenzen hinsichtlich der mineralischen Substrate auf (Abb. 13-33). So trat die

Larve von *Hydropsyche siltalai* in den Bereichen Mesolithal bis Makroakal, aber auch im Technolithal, mit Dichten von bis zu 71 Individuen/m² auf, während sie in den feinkörnigeren Bereichen stets deutlich unter 10 Individuen/m² lag. Auch *Hydropsyche contubernalis*, *Tinodes* sp., *Polycentropus flavomaculatus*, *Rhyacophila nubila* und *Brachycentrus subnubilus* zeigten ähnliche Präferenzen. *Mystacides azurea* auf der anderen Seite wies die größte Individuendichte mit bis zu 51 Individuen/m² in den feinkörnigen Bereichen auf und ist in den gröberen Substraten mit deutlich geringeren Abundanzen vorgefunden worden.

Das individuenreichste Substrat war mit 271 Individuen/m² das Mesolithal. Die artenreichsten Substrate waren jedoch mit je 20 Trichoptera-Taxa das Mikrolithal und Makroakal, in denen sowohl Taxa des Fein- als auch Grobmaterials vorkamen. Die Substrate mit der geringsten Individuendichte (<50 Individuen/m²) waren der Auenlehm und der Schlamm. Diese wiesen auch die wenigsten Köcherfliegen-Taxa auf (6-8).

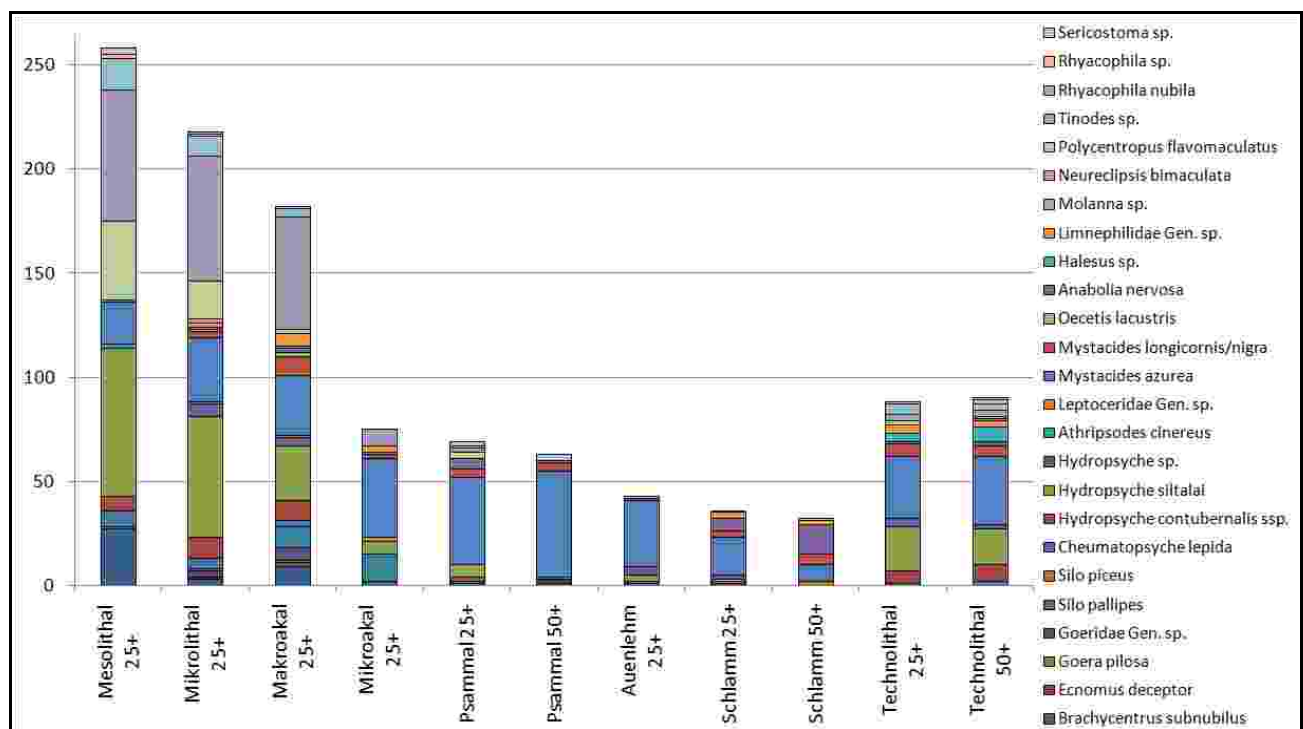


Abb. 13-33: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der mineralischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Betrachtung der EPT-Fauna auf Artniveau zeigt, dass die mineralischen Substrate ein Parameter sind, für welchen sich sehr gut Unterschiede in den Präferenzen einzelner Arten aufzeigen lassen.

Nach der Betrachtung der Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna im Allgemeinen und der EPT-Fauna im Besonderen, erfolgt in einem nächsten Schritt über die Einbeziehung der Stetigkeit des Nachweises einzelner Taxa eine Gewichtung der Ergebnisse.

Bei der Betrachtung des reinen Nachweises der einzelnen Taxa in den verschiedenen Substrattypen zeigt sich, dass 15,3% der Taxa in allen Substrattypen vorgefunden wurden. Weitere 11,0% kamen in lediglich einem Substrattyp nicht vor und 5,1% aller Taxa wurden in zwei Substrattypen nicht nachgewiesen. Der größte Teil aller Taxa (25,4%) kam in 35-65% aller Substrattypen vor. 5,9% der Taxa konnten nur in einem einzigen Substrattyp

nachgewiesen werden, 11,0% kamen in nur zwei Substrattypen vor und 11,9% in drei Substrattypen.

Bezieht man die Stetigkeit des Vorkommens der einzelnen Taxa mit ein, so zeigt sich die folgende Verteilung:

Zehn Taxa (8,5% der bewerteten Taxa) wurden in allen Substrattypen mit einer Stetigkeit von mindestens 0,5 Individuen/Probe nachgewiesen, während sieben Taxa (5,9%) in nur einem einzigen Substrattyp in hinreichender Stetigkeit vorkamen. Weitere 19 Taxa (16,1%) wurden in rund der Hälfte der Substrattypen nachgewiesen. 55,1% aller Taxa wurden in keinem der Substrattypen mit im Mittel mindestens 0,5 Individuen/Probe vorgefunden. Damit können rund 12% der Taxa als Generalisten und rund 17% der Taxa als Spezialisten hinsichtlich der mineralischen Substratpräferenz eingestuft werden.

Von allen Taxa, die in allen Substrattypen nachgewiesen wurden, ist *Gammarus roeseli* am gleichmäßigsten verteilt (Standardabweichung 0,212; Individuendichten zwischen 465 und 984 Individuen/m², was jeweils ca. 40% Abweichung vom Mittelwert entspricht), wobei die höchsten Abundanzen in den kiesgeprägten Substrattypen und die geringsten Abundanzen in den Auenlembereichen vorzufinden waren. Die größten Standardabweichungen wurden bei zwei Morphospezies der Chironomiden sowie den Schlammröhrenwürmern festgestellt (0,715; 0,681 und 0,513), deren Abundanzen in einzelnen Substrattypen um bis zu 165% vom Mittelwert aller Substrattypen abwich. Die größten Individuendichten wurden für die Chironomiden in den feinkörnigen Substraten (Sand, Auenlehm und Schlamm) nachgewiesen. Die Schlammröhrenwürmer waren erwartungsgemäß in den schlammgeprägten und schlammdominierten Bereichen am stärksten vertreten.

Dies verdeutlicht, dass selbst Taxa, welche als Generalisten eingestuft wurden, deutliche Präferenzen hinsichtlich der Substratwahl zeigen.

Die 11 Substrattypen lassen sich aufgrund der faunistischen Ergebnisse zu folgenden Klassen zusammenfassen, in welchen das Makrozoobenthos unterschiedlich verteilt ist (Werte spiegeln den Nachweis einzelner Taxa unabhängig von der Stetigkeit wider):

- Grobkörnige Substrate (Blöcke – Mittelkies) – 44,1% der Taxa wurden in allen grobkörnigen Substraten nachgewiesen und 12,7% kommen gar nicht in den gröberen Substraten vor.
- Feinkörnige Substrate (Feinkies – Auenlehm) – 24,6% der Taxa kamen in allen feinkörnigen Substraten vor und 27,1% wurden nicht in den feineren Substraten nachgewiesen.
- Schlamm – 32,2% aller Taxa wurden sowohl in den schlammgeprägten als auch in den schlammdominierten Bereichen nachgewiesen, 11% aller Taxa wurden in den schlammgeprägten, nicht aber in den schlammdominierten Bereichen vorgefunden und 56,8% der Taxa kamen gar nicht in dem Substrattyp Schlamm vor.
- Anthropogene Substrate – 53,4% aller Taxa kamen in den anthropogen geprägten und in den anthropogen dominierten Bereichen vor. Weitere 4,2% traten nur in den anthropogen geprägten, nicht aber in den dominierten Bereichen auf während 10,2% ein gegenteiliges Verhalten zeigten. 32,2% der Taxa wurden gar nicht in anthropogenen Substraten nachgewiesen.

Hieraus wird ersichtlich, dass Schlamm ein Substrat ist, welches von nur wenigen Arten besiedelt wird, während der Anteil der Arten die überhaupt nicht in einer Substratklasse nachgewiesen werden konnten bei den grobkörnigen Substraten am geringsten ist.

Bezieht man die Stetigkeit des Vorkommens in die Betrachtung der Substratklassen mit ein, so bestätigen sich die vorherigen Erkenntnisse.

- Grobkörnige Substrate – 61,9% aller Taxa wurden in den gröberen Substraten nicht in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen. Die größte Abundanz gemittelt über alle groben Substrate wies *Gammarus roeseli* (810,7 Individuen/m²) auf, gefolgt von *Simulium sp.* (467,7 Ind./m²), *Tubificidae Gen. sp.* (213,3 Ind./m²), *Baetis sp.* (162,3 Ind./m²) und *Hydrocarina sp.* (134,3 Ind./m²).
- Feinkörnige Substrate – 73,7% aller Taxa wurden in den feinen Substraten nicht in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen. Bei den feinkörnigen Substraten wies ebenfalls *Gammarus roeseli* die größte mittlere Abundanz auf (689,7 Ind./m²), gefolgt von *Tubificidae Gen. sp.* (237,7 Ind./m²), *Corixidae Gen. sp.* (181,3 Ind./m²), *Hydrocarina sp.* (174,7 Ind./m²) und *Baetis sp.* (115,0 Ind./m²).
- Schlamm – 85,6% aller Taxa wurden in den feinen Substraten nicht in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen. Die schlammgeprägten Bereiche wurden wiederum durch *Gammarus roeseli* dominiert (529 Ind./m²), gefolgt von *Tubificidae Gen. sp.* (376 Ind./m²), *Hydrocarina sp.* (244 Ind./m²), *Chironomini Gen. sp.* (205 Ind./m²) und *Corixidae Gen. sp.* (190 Ind./m²).
- Anthropogene Substrate – 76,3% aller Taxa wurden in den anthropogenen Substraten nicht in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen. Auch die anthropogenen Substrate werden am stärksten durch *Gammarus roeseli* besiedelt (678 Ind./m²), mit großem Abstand gefolgt von *Corixidae Gen. sp.* (185 Ind./m²), *Hydrocarina sp.* (184 Ind./m²), *Tubificidae Gen. sp.* (97 Ind./m²) und *Baetis sp.* (92 Ind./m²).

Es zeigt sich, dass die dominanten Taxa in allen Substratklassen nahezu identisch sind. Die Unterschiede zwischen den Substraten zeigen sich zum einen in dem Anteil jener Taxa, die nicht mit hinreichender Abundanz nachgewiesen wurden (85,6% im Schlamm, 61,9% in den groben Substraten), in der Summe der mittleren Abundanzen aller Taxa sowie der mittleren Abundanz aller Taxa (Tab. 13-14).

Tab. 13-14: Gesamtabundanz und mittlere Abundanz für alle Taxa mit einer Stetigkeit von mind. 0,5 Ind./Probe

Substratklasse	Taxazahl mit einem stetigen Nachweis	Summe der Abundanz aller stetig nachgewiesenen Taxa (Ind./m ²)	Mittelwert der Abundanzen aller stetig nachgewiesenen Taxa (Ind./m ²)
Grobe Substrate (Blöcke – Mittelkies)	45	2.598	57,7
Feine Substrate (Feinkies – Auenlehm)	31	1.838	59,3
Schlammgeprägte Substrate	17	2.096	123,3
Anthropogene Substrate	28	1.831	65,4

Die groben Substrate wiesen mit Abstand die höchste Gesamtabundanz auf, während in

den feinen sowie den anthropogenen Substraten deutlich geringere Individuendichten verzeichnet wurden. Die schlammgeprägten Substrate sind trotz des höchsten Anteils an nicht nachgewiesenen Taxa mit 2.096 Ind./m² dicht besiedelt, was für ein massenhaftes Auftreten einiger weniger Taxa spricht.

13.3.4 Organische Auflage

Analog zu den mineralischen Substrattypen, welche den Untergrund der aquatischen Habitats bilden, wird in diesem Kapitel die Verteilung des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Ausprägung zusätzlicher organischer Substratstrukturen, welche die mineralischen Substrate der Gewässersohle überlagern, eingehender analysiert.

Folgende Substrattypen wurden im Rahmen der TRiSHa-Kartierung erfasst:

- Emerse Makrophyten – Wasserpflanzen, welche teilweise die Wasseroberfläche durchbrechen;
- Submerse Makrophyten – vollständig untergetauchte (flutende) Wasserpflanzen;
- Algen – fädige und thallöse Algen sowie Algenfilme;
- CPOM – grobpartikuläres organisches Material (Detritus, Falllaub);
- FPOM – feinputikuläres organisches Material (kleinteiliges Falllaub etc.);
- Totholz – abgestorbene Äste und Baumstämme im Gewässer;
- Wurzeln – Grob- und Feinwurzeln lebender terrestrischer Pflanzen, vor allem Gehölze.

Im Rahmen der Auswertung der faunistischen Daten wurden die folgenden Merkmalsausprägungen berücksichtigt ($n_{\min} = 12$ Proben, $n_{\max} = 46$ Proben):

- Emerse Makrophyten 0+ - alle MZB-Proben, die einen Anteil emerger Makrophyten größer als 0% aufweisen;
- Submerse Makrophyten 0+ – alle MZB-Proben, die einen Anteil submerser Makrophyten größer als 0% aufweisen;
- Submerse Makrophyten 25+ – alle MZB-Proben, die einen Anteil submerser Makrophyten von mind. 25% aufweisen;
- Algen 25+ – alle MZB-Proben, die einen Algen-Anteil von mind. 25% aufweisen;
- CPOM 25+ – alle MZB-Proben, die einen CPOM-Anteil von mind. 25% aufweisen;
- FPOM 25+ – alle MZB-Proben, die einen FPOM-Anteil von mind. 25% aufweisen;
- Totholz 0+ – alle MZB-Proben, die einen Totholz-Anteil von mehr als 0% aufweisen;
- Totholz 25+ – alle MZB-Proben, die einen Totholz-Anteil von mind. 25% aufweisen;
- Wurzeln 25+ – alle MZB-Proben, die einen Wurzel-Anteil von mind. 25% aufweisen.

Gemessen an dem Mittelwert der Individuendichte aller 165 Proben von 2.365 Individuen/m² waren die organisch geprägten Proben mit Ausnahme eines Substrattyps (Wurzeln 25+) überdurchschnittlich dicht durch das Makrozoobenthos besiedelt (Tab. 13-15). Die größte Dichte wiesen dabei jene Proben auf, welche durch einen deutlichen Anteil

an submersen Makrophyten gekennzeichnet waren (3.051 Ind./m²), gefolgt von algenreichen Standorten (2.962 Ind./m²). Totholz auf der anderen Seite, war weit weniger dicht besiedelt als die Makrophyten.

Ein ähnliches Bild ergibt sich, betrachtet man die Taxazahlen der verschiedenen Substrattypen. Die meisten Taxa wurden in den Bereichen mit submersen Makrophyten und den Algen vorgefunden, die wenigsten in den von Totholz geprägten Bereichen.

Tab. 13-15: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für den Parameter der organischen Substrattypen

Organische Substrate	Emerso Makrophyten 0+	Submerse Makrophyten 0+	Submerse Makrophyten 25+	Algen 25+	CPOM 25+	FPOM 25+	Totholz 0+	Totholz 25+	Wurzeln 25+
Individuen/m ²	2770	2629	3051	2962	2417	2527	2389	2494	2308
Taxazahl	50	70	65	65	49	49	59	34	65
Individuen/Taxa und m ²	55,4	37,6	46,9	45,6	49,3	51,8	40,5	73,4	35,5
Individuen pro Ordnung und Probe									
Mittelwert (Individuen/m ²)	213,1	187,8	217,9	197,5	172,6	190,5	159,3	207,8	153,9
% EPT-Fauna (Individuen)	10,9	19,2	19,8	14,0	9,4	8,2	11,6	13,4	12,5
Taxa pro Ordnung und Probe									
Mittelwert (Taxa/m ²)	3,8	5,1	4,7	4,4	3,6	3,6	4,0	2,9	4,4
% EPT-Fauna (Taxa)	38,0	41,4	33,8	30,8	34,7	36,7	40,7	29,4	32,3

Auch der Anteil der EPT-Fauna bezogen auf die Individuendichte folgt diesem Muster. Mit 19,8% war er in den von submersen Makrophyten geprägten Bereichen am höchsten, während er in den Bereichen mit abgestorbenem pflanzlichem Material (CPOM, FPOM) mit unter 10% ausgesprochen niedrig ausfiel.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich, betrachtet man den Anteil der EPT-Fauna bezogen auf die Taxazahlen. Hier fällt einerseits auf, dass die Bereiche „Submerse Makrophyten 25+“ im Vergleich zu den Bereichen „Submerse Makrophyten 0+“ einen deutlich niedrigeren Anteil der EPT-Fauna aufwiesen. Die Totholzbereiche – und hier vor allem diejenigen mit einem nur geringen Anteil an Totholz – waren hingegen durch einen sehr hohen Anteil der EPT-Taxa gekennzeichnet, trotz eines vergleichsweise geringen Anteils dieser Organismengruppen auf Ebene der Individuen. Dem Totholz kommt dabei im Gewässer eine zentrale Bedeutung für den Artenschutz zu. Eine Untersuchung von FELD & PUSCH (1999: 4) ergab, dass knapp ein Drittel aller auf Totholz nachgewiesenen Taxa auf der bundesdeutschen oder der brandenburgischen Roten Liste zu finden waren. KRAMM ET AL. (2003) haben die Besiedelung von Totholz und Steinen in sandgeprägten Tieflandsgewässern untersucht und ebenfalls festgestellt, dass Totholz das qualitativ hochwertigere Hartsubstrat ist.

Diese Unterschiede in dem Anteil der EPT-Fauna auf Ebene der Individuen und auf Ebene der Taxa werden auch in den Abbildungen 13-34 und 13-35 deutlich.

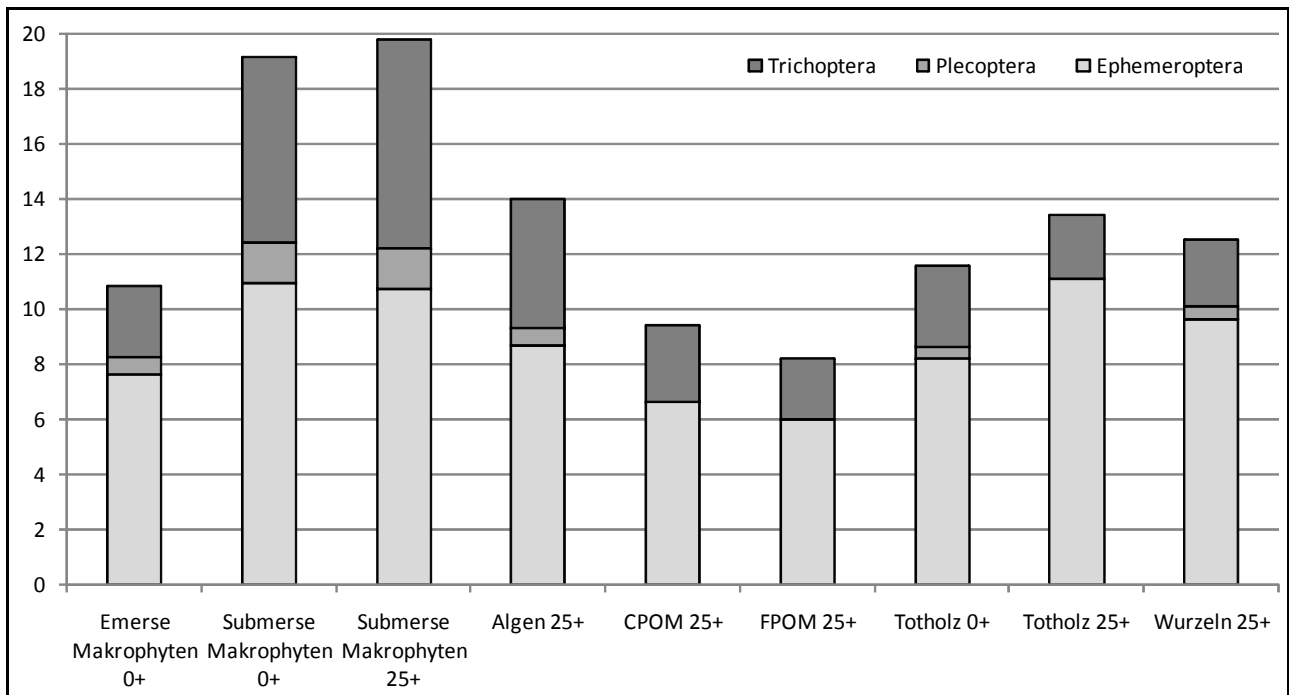


Abb. 13-34: Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Individuendichte für die einzelnen organischen Substrattypen

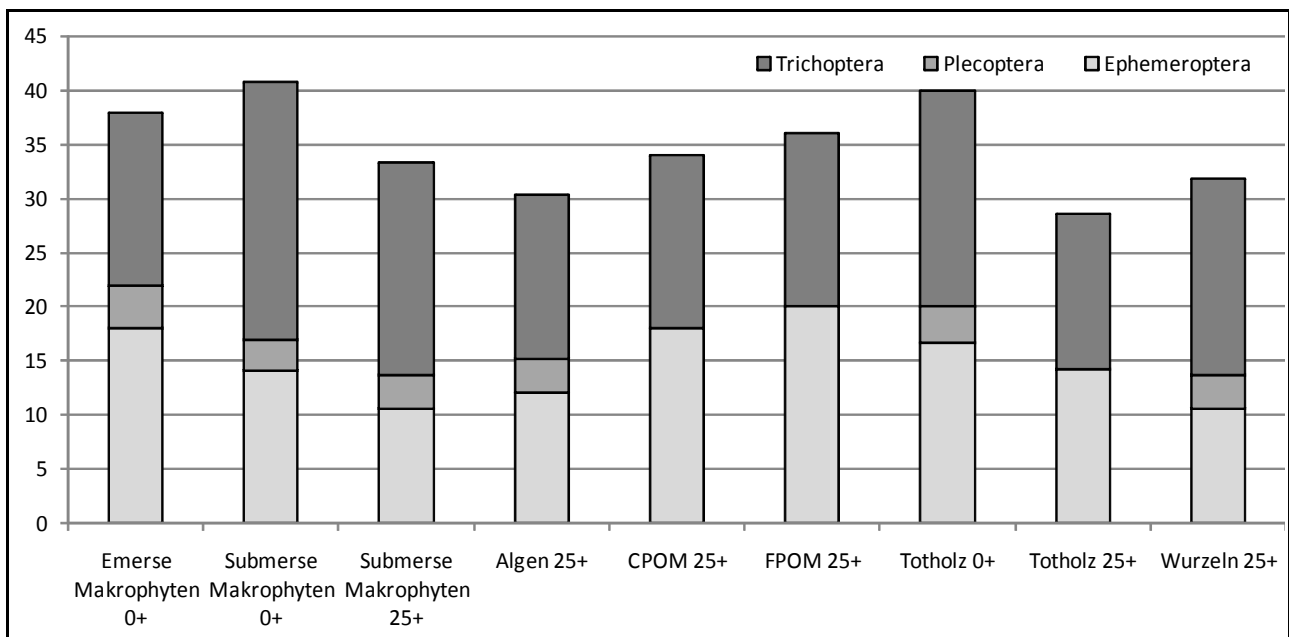


Abb. 13-35: Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Taxazahl für die einzelnen organischen Substrattypen

Neben diesen Unterschieden in der Besiedlung durch die EPT-Fauna bestehen auch hinsichtlich der übrigen taxonomischen Einheiten – vor allem der *Crustacea* und *Diptera* deutliche Variationen zwischen den einzelnen organischen Substrattypen (Abb. 13-36).

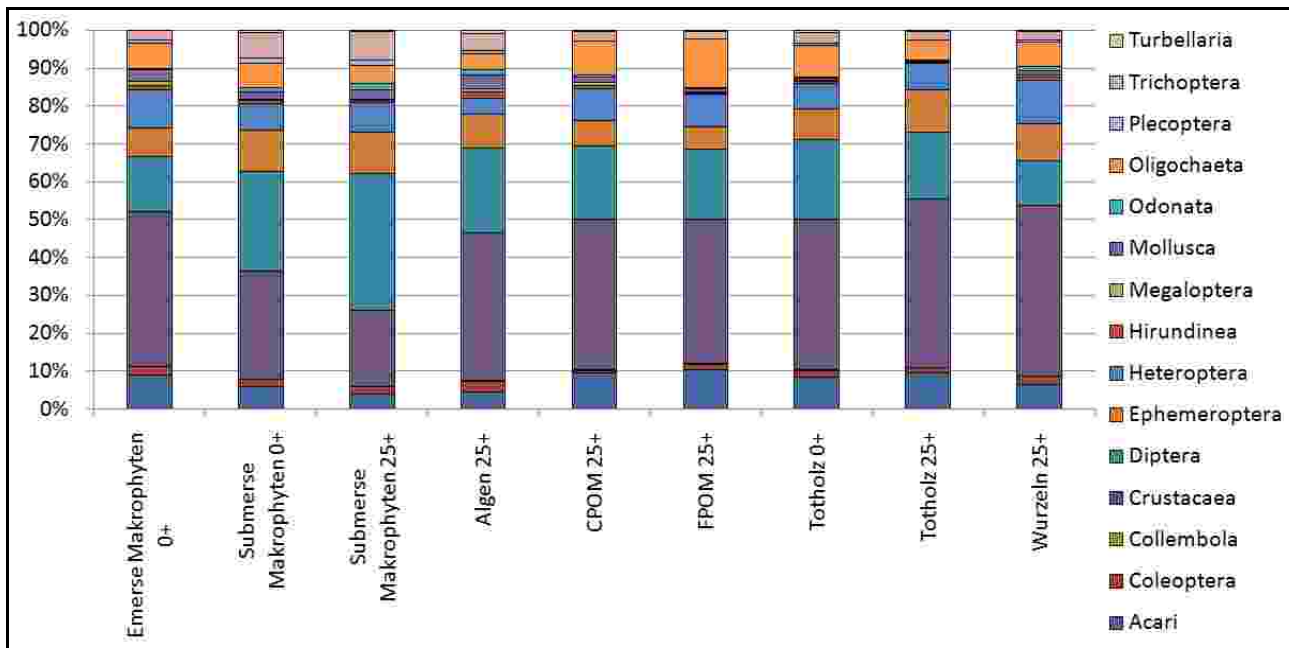


Abb. 13-36: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (in % der Individuen/m²)

Die meisten organischen Substrate wurden deutlich von den *Crustacea* dominiert. Am größten war diese Dominanz in den Klassen „Totholz 25+“ sowie „Wurzeln 25+“ (je 45% aller Individuen). In diesen Bereichen (wie auch in den Klassen „Emerse Makrophyten 0+“ und „Algen 25+“) erreichten die *Crustacea* Individuendichten von mehr als 1.000 Ind./m². Den geringsten Anteil wiesen die *Crustacea* in den Bereichen der submersen Makrophyten auf (29% und 20%). Dies sind auch die Klassen, in denen die *Diptera* besonders stark vertreten waren (27% und 36%). In der Klasse „Submerse Makrophyten 25+“ erreichten die Zweiflügler eine Individuendichte von mehr als 1.100 Ind./m². Diese beiden Ordnungen stellten in allen organischen Substrattypen zwischen 55% und 62% aller Individuen (zwischen 1.314 und 1.821 Individuen/m²).

Neben diesen beiden dominanten Ordnungen fallen einige kleinere Unterschiede zwischen den Substrattypen auf – zum Beispiel der höhere Anteil der *Mollusca* in den Klassen „Emerse Makrophyten 0+“ und „Algen 25+“ (3% und 4% – 88 und 112 Ind./m²) oder ein hoher Anteil der *Oligochaeta* in der Klasse „FPOM 25+“ (13% – 325 Ind./m²).

Betrachtet man hingegen die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' auf Ebene der Taxa, so fallen die Unterschiede zwischen den organischen Substrattypen geringer aus als auf der Ebene der Individuendichte (Abb. 13-37).

Die Ordnungen der *Diptera*, *Ephemeroptera* und *Trichoptera* dominierten die verschiedenen Substrattypen und stellten zwischen 45 und 53% aller Taxa, gefolgt von den *Coleoptera*, welche maximal 14% aller Taxa ausmachten.

Der Anteil der *Odonata* sinkt von 4-5% in den makrophytengepprägten Substraten auf 0-2% in den von Totholz und FPOM geprägten Bereichen. Die *Ephemeroptera* hingegen waren in den Klassen „Submerse Makrophyten 25+“, „Algen 25+“ und „Wurzeln 25+“ mit deutlich weniger Taxa vertreten als in den übrigen Klassen (11-12% im Vergleich zu 18-20% in den Substraten CPOM und FPOM), während die *Megaloptera* ihren Schwerpunkt in den Klassen CPOM und FPOM hatten. Im Großen und Ganzen war jedoch die Anzahl der Taxa der meisten Ordnungen in allen Substrattypen ähnlich.

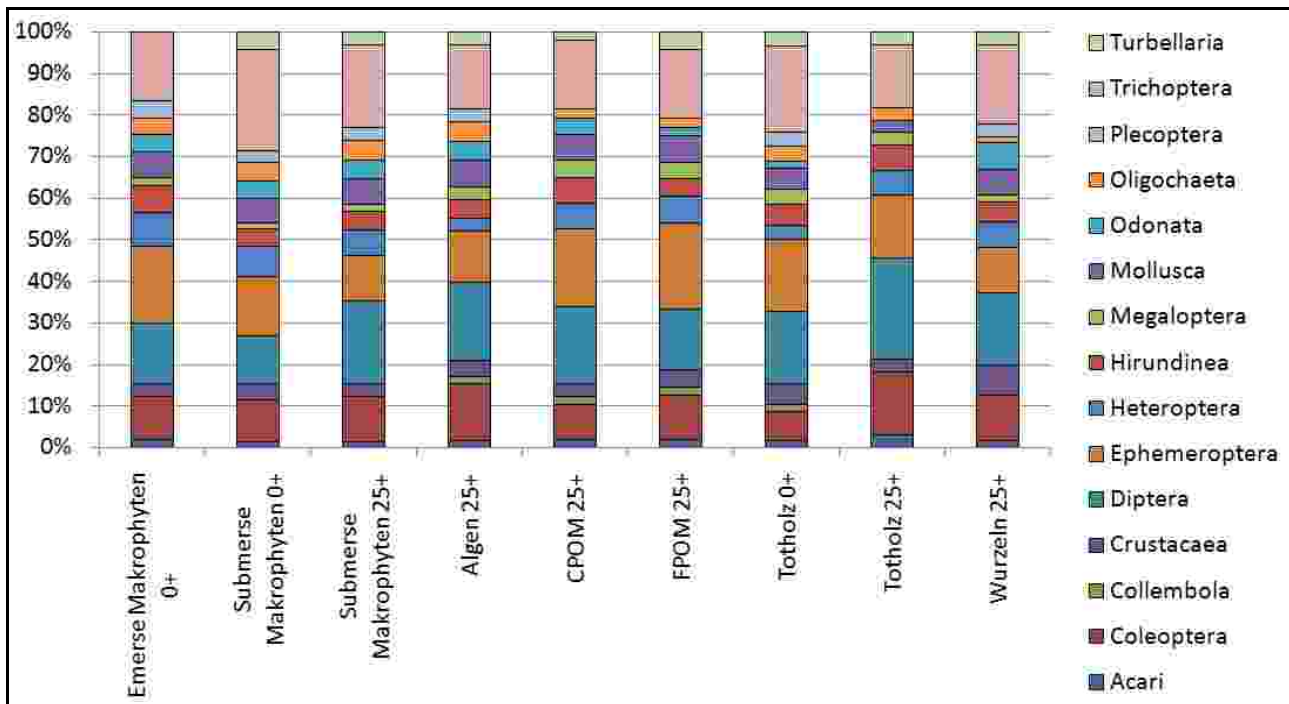


Abb. 13-37: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (in % der Taxa)

Nach der Analyse des Makrozoobenthos' auf Ebene der übergeordneten taxonomischen Einheiten erfolgt nun wiederum eine detaillierte Betrachtung der EPT-Fauna auf Familien- und Artniveau.

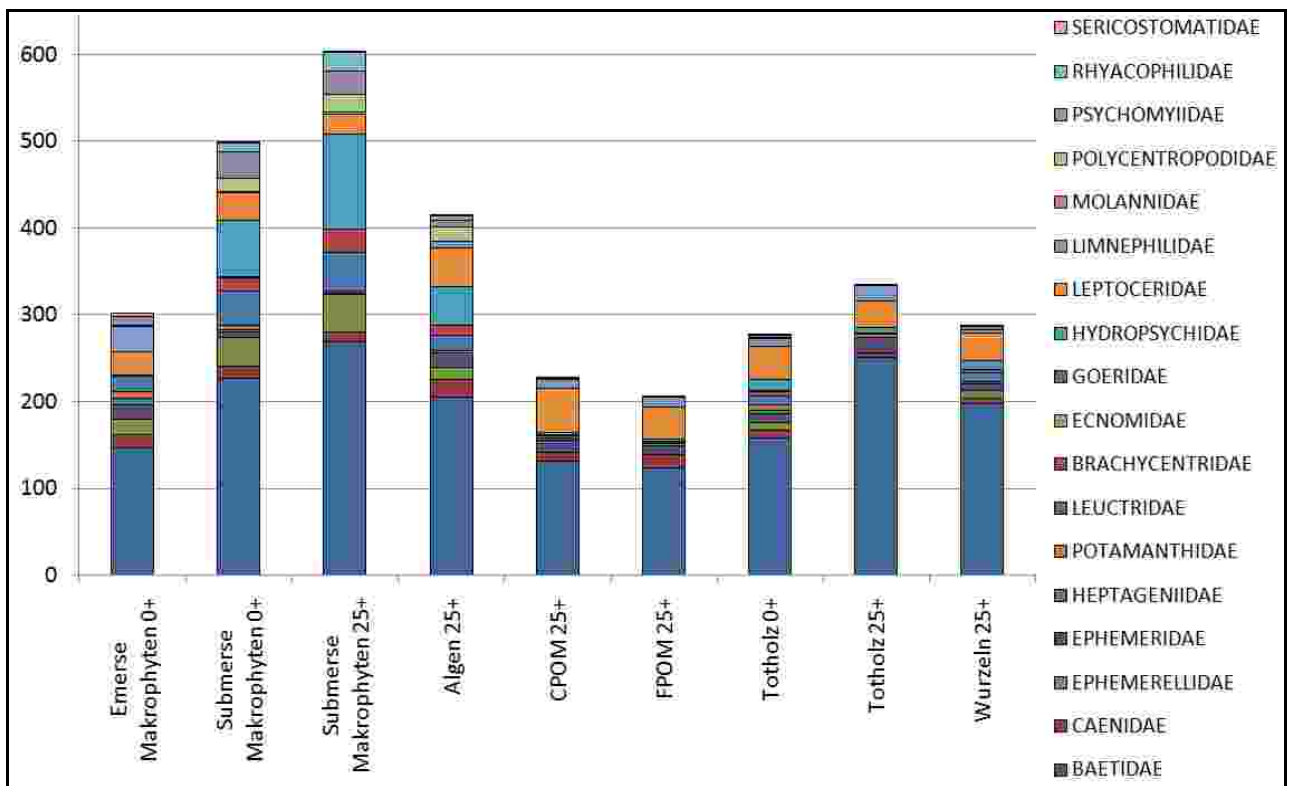


Abb. 13-38: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Wie schon bei den mineralischen Substraten dominierte die Familie der *Baetidae* (*Ephemeroptera*) auch die organischen Substrate (Abb. 13-38). Sie stellte in den verschiedenen Substrattypen zwischen 45 und 75% aller EPT-Individuen. Weitere Familien mit größerer Verbreitung waren die *Leptoceridae* (*Trichoptera*), *Hydropsychidae* (*Trichoptera*) sowie die *Ephemerellidae* (*Ephemeroptera*). Jede dieser drei Familien kam jedoch nur in bestimmten Substraten vor. Dies trifft auch für die meisten Familien zu, die in nur geringer Abundanz vertreten waren, so dass sich mit Ausnahme der *Baetidae* feststellen lässt, dass die Familien der EPT-Fauna die organischen Gewässerbettstrukturen sehr differenziert und spezialisiert nutzten.

Auf Artniveau zeigen sich noch deutlichere Unterschiede in der Verteilung der EPT-Fauna. In der Ordnung der *Ephemeroptera* dominierte die Gattung *Baetis*. Lediglich in dem Substrattyp „Algen 25+“ war *Cloeon dipterum* aus der gleichen Familie stärker vertreten (Abb. 13-39). In den Bereichen, welche durch Makrophyten charakterisiert sind, wurde darüber hinaus *Serratella ignita* mit großer Abundanz nachgewiesen. Ein gegenteiliges Verbreitungsmuster zeigt *Ephemerella danica*, welche in allen organischen Substraten außer den submersen Makrophyten in ähnlich hoher Abundanz vorkam.

Als besonders artenarm muss die Klasse „Totholz 25+“ mit lediglich 5 Eintagsfliegenarten angesehen werden, während in den Klassen „Submerse Makrophyten 0+“, „FPOM 25+“ und „Totholz 0+“ doppelt so viele Taxa nachgewiesen werden konnten.

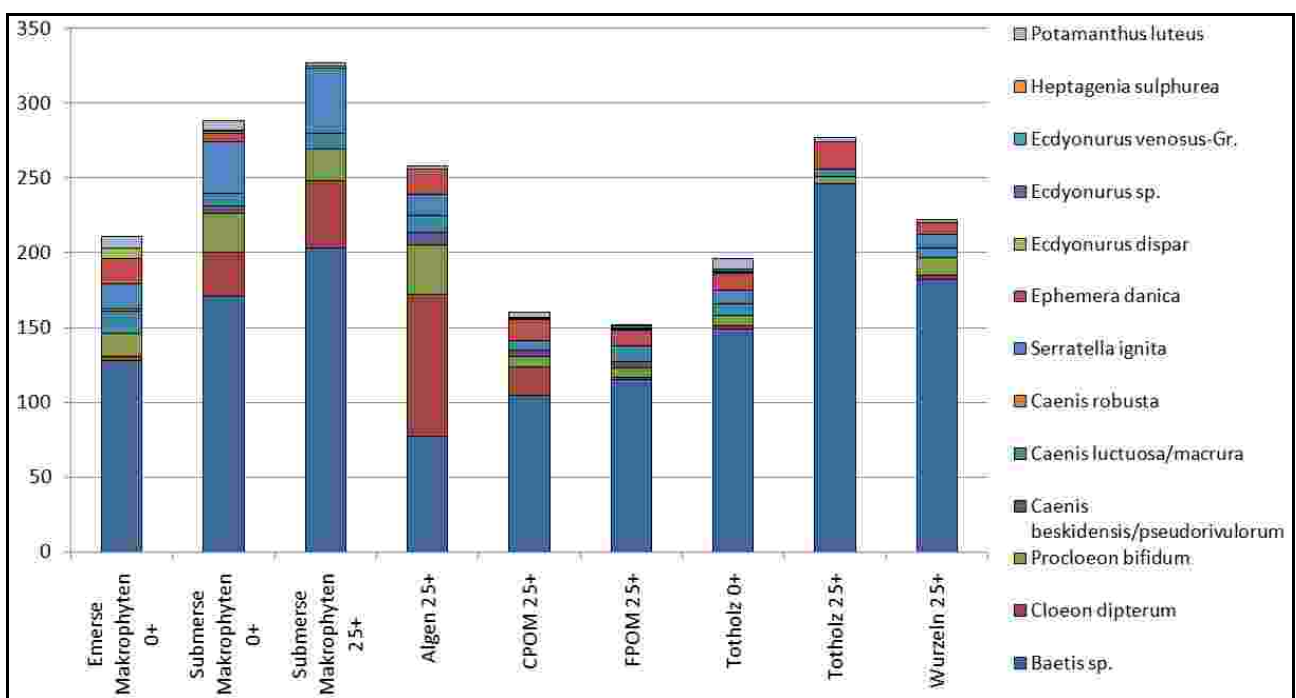


Abb. 13-39: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die nachgewiesenen Arten der Steinfliegen verhielten sich hinsichtlich der Verteilung in den verschiedenen Substrattypen sehr ähnlich (Abb. 13-40). Beide wiesen in der Klasse „Submerse Makrophyten 25+“ die größte Abundanz auf, und beide fehlten vollständig in den Klassen „CPOM 25+“, „FPOM 25+“ und „Totholz 25+“. In den Bereichen, welche durch submerse Makrophyten geprägt sind, wies *Leuctra nigra* die größere Individuendichte auf. Gleiches trifft auch für die Klasse „Totholz 0+“ zu, wobei hier der Unterschied sehr gering ausfiel. In den übrigen Klassen dominierte *Leuctra geniculata*, deren Individuendichte insgesamt gleichmäßiger über die verschiedenen Substrattypen verteilt war.

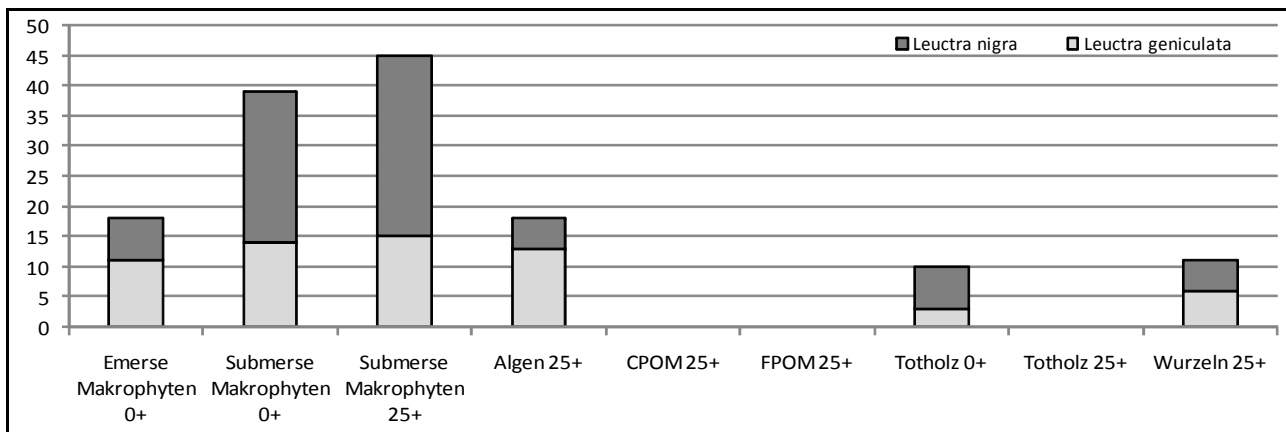


Abb. 13-40: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Arten der Köcherfliegenfauna weisen ein ähnliches Verbreitungsmuster auf wie die Steinfliegen, von Art zu Art bestehen jedoch große Unterschiede. In der Summe war auch hier wieder der Substrattyp „Submerse Makrophyten 25+“ der am dichtesten besiedelte, gefolgt von den Klassen „Submerse Makrophyten 0+“, „Algen 25+“ und „Emerse Makrophyten 0+“ (Abb. 13-41). Auch die Abstufungen der Gesamtindividuumdichte ähneln dem Muster der Steinfliegenfauna. Die dominierende Art, welche für einen Großteil der Abundanz in den individuenstärksten Bereichen verantwortlich war (bis zu 85 Ind./m²), ist *Hydropsyche siltalai*, welche jedoch in den übrigen Substrattypen kaum vertreten war und sich somit hochgradig spezialisiert verhielt. Weitere Spezialisten waren *Tinodes sp.* und *Polycentropus flavomaculatus* oder *Brachycentrus subnubilis* (alle für makrophytengeprägte Bereiche) oder *Halesus sp.* für emerse Makrophyten und Totholz.

Eine Art, welche nicht diese hohen maximalen Individuumdichten wie *H. siltalai* aufwies, dafür jedoch mit größerer Stetigkeit in den meisten organischen Substrattypen vorkommt und damit eher in die Gruppe der Generalisten einzuordnen ist, war *Mystacides azurea*.

Der Anteil der Spezialisten war bei den Köcherfliegen hinsichtlich der organischen Substrate deutlich größer als der Anteil der Generalisten. Die meisten Taxa kamen in den von Makrophyten geprägten Bereichen in deutlich größeren Abundanzen vor, was die Bedeutung dieser Strukturen für die diese taxonomische Ordnung belegt.

Nicht nur die Taxa der EPT-Fauna lassen sich in Generalisten und Spezialisten einteilen. Betrachtet man das Vorkommen aller Taxa hinsichtlich ihrer Stetigkeit, so zeigt sich, dass 23,7% aller Taxa in allen organischen Substrattypen mindestens einmal nachgewiesen wurden. Weitere 5,1% wurden in lediglich einem Substrattyp und 11,9% in zwei Substrattypen nicht nachgewiesen. 13,6% aller Taxa konnten in nur einem einzigen und 6,8% in zwei organischen Substrattypen gefunden werden. 12,7% aller Taxa wurden so selten nachgewiesen, dass sie im Mittel aller Proben eines Substrattyps überhaupt nicht ins Gewicht fielen. Der Anteil der Generalisten ist demnach, anders als bei den Köcherfliegen, größer als jener der Spezialisten, jedoch fällt der Unterschied mit 40,7% zu 33,1% eher gering aus.

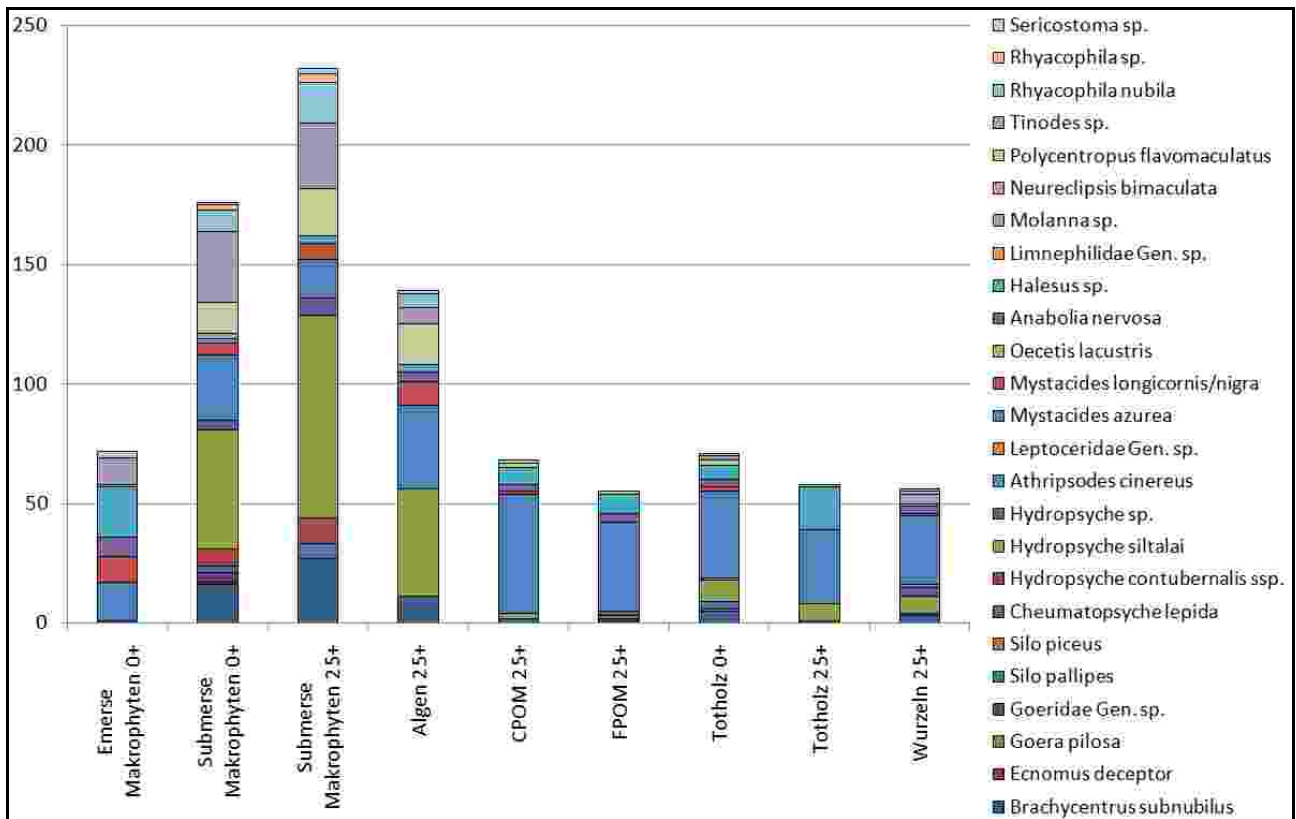


Abb. 13-41: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Bezieht man die Stetigkeit des Vorkommens in die Auswertung mit ein, so erhöht sich zunächst der Anteil jener Taxa, welche aufgrund zu geringer mittlerer Abundanzen nicht berücksichtigt werden auf 58,5%. Der Anteil der Generalisten verringert sich dementsprechend auf 12,7% aller Taxa. Der Anteil der spezialisierten Taxa nimmt ebenfalls ab, liegt jedoch nun mit 16,1% deutlich höher als der Anteil der Generalisten.

Die Taxaliste für die Generalisten ist in Tabelle 13-16 angegeben. *Gammarus roeseli* ist diejenige Art in dieser Gruppe mit der größten mittleren Abundanz sowie auch der größten maximalen Abundanz, gefolgt von den Wassermilben (*Hydrocarina* sp.) sowie den Schlammröhrenwürmern (*Tubificidae* Gen. sp.). Ebenfalls sehr stark vertreten sind die vier Taxa der *Chironomidae*, welche in aggregierter Form den zweiten Platz belegen würden. *Gammarus roeseli* wies nicht nur die größte mittlere Individuendichte auf, sondern war auch am gleichmäßigsten über alle organischen Substrattypen verteilt (Standardabweichung 0,18). *Aphelocheirus aestivalis* auf der anderen Seite war diejenige Generalistenart mit der geringsten mittleren Abundanz und der größten Spezialisierung mit einem schwerpunktmäßigen Vorkommen in den makrophytengepprägten Bereichen (Standardabweichung 0,94). Auffällig an der Verteilung der Individuendichte der Generalisten ist, dass die Substratklassen der submersen Makrophyten, obwohl sie insgesamt durch hohe Gesamtindividuellendichten gekennzeichnet waren und auch im Bereich der EPT-Fauna durch außerordentlich hohe Werte herausragen, von allen organischen Substraten für die Gruppe der Generalisten die geringste mittlere Individuellendichte aufwiesen. Nur wenige der aufgelisteten Taxa hatten hier ihren Verbreitungsschwerpunkt - neben der genannten *Aphelocheirus aestivalis* zeigte nur *Baetis* sp. eine gewisse Präferenz für diese Substrattypen. Dies bedeutet, dass sich die hohen Gesamtindividuellendichten im Bereich der submersen Makrophyten vor allem durch stärker spezialisierte Taxa ergeben, was diese

Gewässerbettstrukturen im Hinblick auf die Artenvielfalt besonders wertvoll macht.

Tab. 13-16: Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in allen organischen Substraten vorkamen (angegeben ist die mittlere Individuendichte in Ind/m², sortiert in absteigender Reihenfolge nach dem Mittelwert über alle Klassen)

Taxon	Ordnung	Emerse Makrophyten 0+	Submerse Makrophyten 0+	Submerse Makrophyten 25+	Algen 25+	CPOM 25+	FPOM 25+	Totholz 0+	Totholz 25+	Wurzeln 25+
Gammarus roeseli	Crustacea	948	647	536	937	777	702	774	967	912
Hydrocarina sp.	Acari	252	155	123	132	229	265	200	239	151
Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	189	164	139	119	216	325	198	137	152
Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	253	88	114	107	195	207	151	161	252
Baetis sp.	Ephemeroptera	128	171	203	77	105	115	149	246	182
Chironomini Gen. sp. 2	Diptera	188	93	110	114	185	168	142	152	93
Chironomini Gen. sp. 1	Diptera	73	75	72	201	148	153	242	128	69
Daphnia	Crustacea	125	56	59	81	91	136	97	112	91
Asellus aquatica	Crustacea	60	18	21	134	95	113	63	32	30
Chironomini Gen. sp. 3	Diptera	33	39	29	29	76	99	48	94	44
Chironomini Gen. sp. 4	Diptera	93	27	31	60	34	26	26	19	36
Mystacides azureus	Trichoptera	16	27	16	35	50	37	36	31	29
Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	41	21	16	35	11	22	34	16	24
Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	19	59	73	21	8	8	9	13	9

Wie im Methodenteil dieser Arbeit beschrieben, fließen die organischen Substrattypen aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht in vollem Umfang in die Ausweisung der Habitattypen ein, sondern lediglich in Form dreier aggregierter Klassen – „viel organisches Material“ (n=66), „wenig organisches Material“ (n=76) sowie „Makrophyten“ (n=23). Im Folgenden werden einige der wesentlichsten Ergebnisse der Auswertung dieser Aggregationsebene vorgestellt.

Wie aus Tabelle 13-17 hervorgeht, wiesen die Proben, welche in Bereichen mit dominierenden Makrophyten entnommen wurden, mit Abstand die größte Individuendichte auf, während sie bei den ermittelten Taxazahlen im Mittelfeld lagen, was auf das massenhafte Vorkommen einiger Taxa schließen lässt. Die Proben aus Bereichen mit wenig organischem Material hingegen sind durch die geringste Individuendichte und die höchste Taxazahl gekennzeichnet. Diese Bereiche waren demnach vergleichsweise artenreich und wurden nicht von wenigen dominanten Arten geprägt. Die Klasse „Viel Organik“ schließlich wies eine mittlere Individuendichte aber die geringste Taxazahl auf. Diese Artenarmut macht sich auch im Bereich der EPT-Fauna bemerkbar. Mit 9,8% lag hier der Anteil der EPT-Individuen deutlich unter den Werten der anderen beiden Kategorien. Vor allem die Makrophyten hoben sich mit 20% stark von den übrigen Kategorien ab. Hinsichtlich der

EPT-Taxa sieht die Verteilung jedoch anders aus. Hier wiesen die Makrophyten mit 34,3% den niedrigsten Wert auf, während der Anteil der EPT-Taxa in den Proben mit „Wenig Organik“ trotz der höchsten Gesamttaxazahl mit 41,3% deutlich über den Werten der anderen beiden Klassen lagen, was die große Bedeutung dieser Bereiche unterstreicht.

Tab. 13-17: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen

Organik	Makrophyten	Viel Organik	Wenig Organik
Individuen/m ²	3025	2405	2151
Taxazahl	67	61	75
Individuen/Taxa und m ²	45,1	39,4	28,7
Individuen pro Ordnung und Probe			
Mittelwert (Individuen/m ²)	201,7	171,6	177,5
% EPT-Fauna (Individuen)	20,0	9,8	12,9
Taxa pro Ordnung und Probe			
Mittelwert (Taxa/m ²)	4,5	4,4	6,1
% EPT-Fauna (Taxa)	34,3	37,7	41,3

Die Verteilung der EPT-Fauna mit hohen Individuendichten bei geringer Taxazahl (Makrophyten) und geringer Individuendichte bei hoher Taxazahl (Wenig Organik) ist in den Abbildungen 13-42 und 13-43 gut zu erkennen.

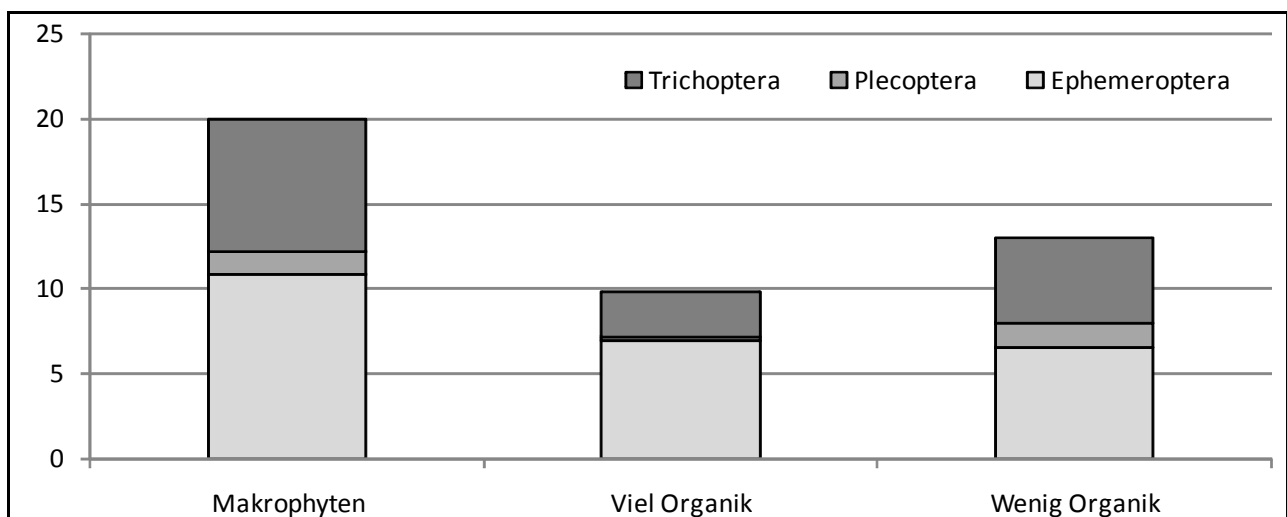


Abb. 13-42: Anteil der EPT-Fauna in % auf Basis der Individuendichte für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen

Betrachtet man die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' hinsichtlich der Individuendichte in den drei Klassen für alle taxonomischen Einheiten (Abb. 13-44), so fällt zum einen die deutliche Dominanz der *Crustacea* in der Klasse „Viel Organik“ auf, was auch nicht verwundert, da *Gammarus sp.* ein ausgewiesener Detritusfresser ist und demnach verstärkt in Bereichen mit größerem organischen Anteil vorkommt. In der Klasse „Makrophyten“ dominierten die *Diptera* sehr deutlich. Verantwortlich hierfür war vor allem *Simu-*

lium sp., deren Larven sich bevorzugt an den flutenden Hahnenfuß haften. In der Klasse „Wenig Organik“ ist die Zusammensetzung des Makrozoobenthos deutlich ausgeglichener. Neben den auch hier dominierenden *Crustacea* fällt vor allem der höhere Anteil der *Oligochaeta* auf.

Die Ordnungen der Steinfliegen (*Plecoptera*), Libellen (*Odonata*) und Weichtiere (*Mollusca*) zeigen bei geringen Abundanzten stark selektive Verteilungsmuster. Die erstgenannten kamen in den durch viel Organik geprägten Bereichen kaum vor, während die beiden letztgenannten Ordnungen vor allem in makrophytendominierten Bereichen nachgewiesen wurden.

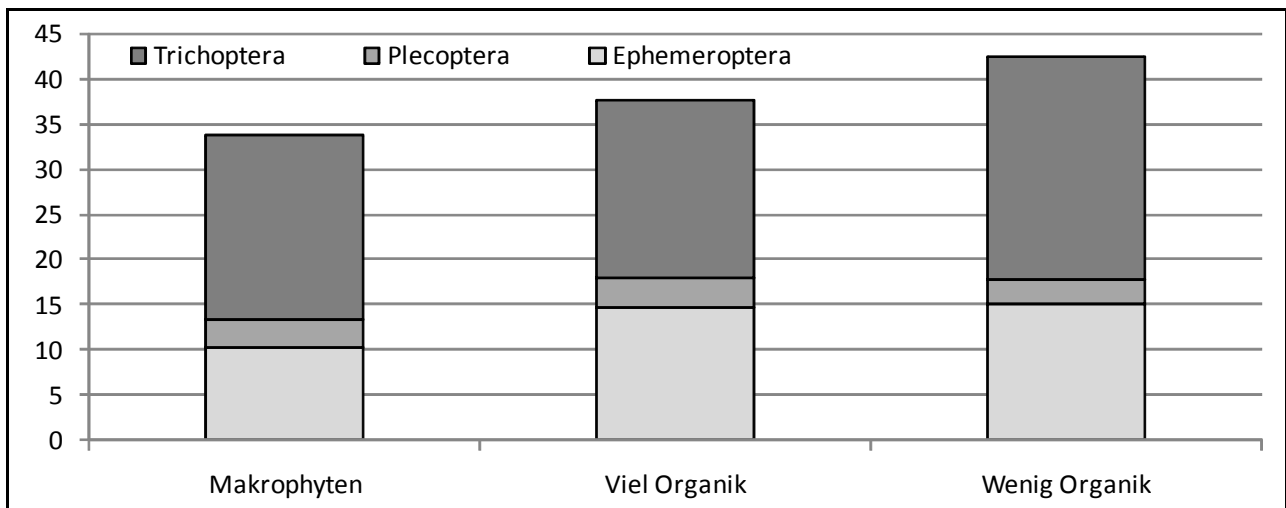


Abb. 13-43: Anzahl der Taxa der EPT-Fauna für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen

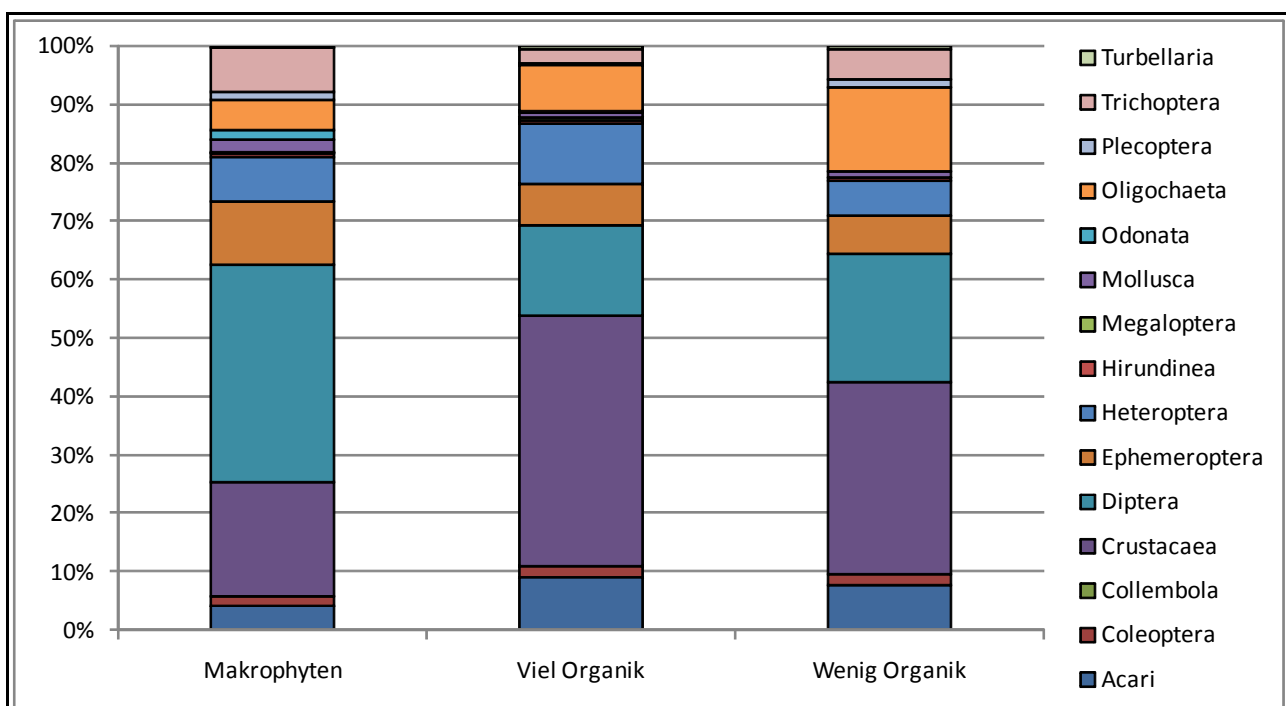


Abb. 13-44: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen (in % der Individuen/m²)

Wie in den vorherigen Teilkapiteln soll auch für die Aggregationsebene des organischen Materials eine detaillierte Betrachtung der drei taxonomischen Einheiten der EPT-Fauna erfolgen.

Die *Ephemeroptera*, welche die individuenreichste der drei Ordnungen darstellen, folgen dem bereits beschriebenen Muster – die Klasse „Makrophyten“ wies die größte Abundanz auf und die Klasse „Wenig Organik“ war durch die größte Taxazahl gekennzeichnet. Die individuenreichsten Taxa waren *Baetis sp.*, *Cloeon dipterum*, bei den Makrophyten gefolgt von *Serratella ignita*, in den übrigen beiden Klassen war *Ephemerella danica* stärker vertreten (Abb. 13-45).

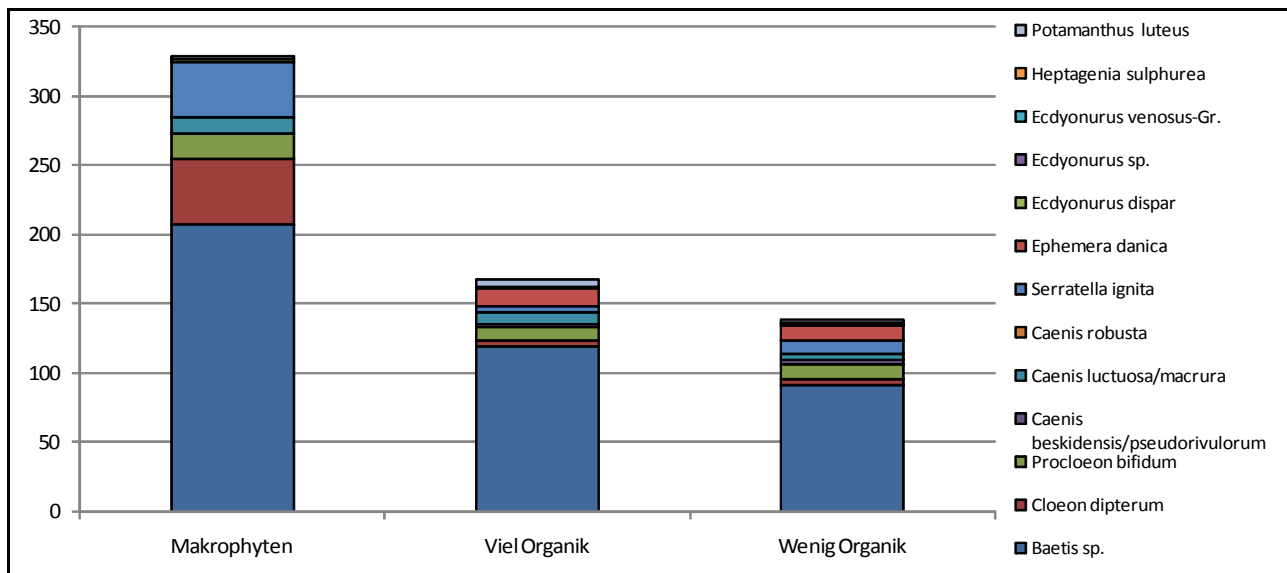


Abb. 13-45: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Ordnung der *Plecoptera* zeigt ein etwas anderes Verteilungsmuster. Zwar war auch hier die Klasse der Makrophyten die individuenreichste, die geringsten Abundanzen wurden jedoch in der Klasse „Viel Organik“ vorgefunden (Abb. 13-46). Die starken Unterschiede in der Besiedlung von Makrophyten und sonstigem organischem Material lässt darauf schließen, dass der Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit hier größer ist als das Dargebot organischer Habitatstrukturen.

Die beiden nachgewiesenen Taxa verhielten sich hinsichtlich der Bevorzugung bestimmter organischer Strukturen ähnlich, *Leuctra nigra* scheint lediglich die makrophytendominierten Bereiche etwas stärker zu bevorzugen als *Leuctra geniculata*.

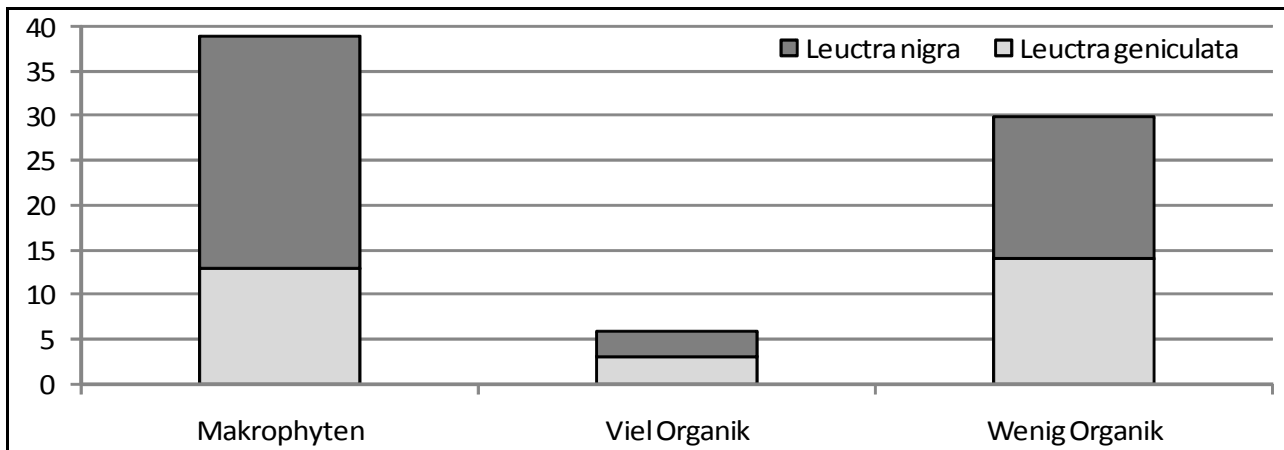


Abb. 13-46: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) für die drei Aggregate des Parameters der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die *Trichoptera* wiesen ein Verteilungsmuster auf, welches jenem der *Plecoptera* ähnelt. Auch in dieser Ordnung wurde die größte Abundanz in der Klasse der „Makrophyten“ und die geringste Abundanz in der Klasse „Viel Organik“ nachgewiesen (Abb. 13-47). Anders als bei den *Plecoptera* gab es jedoch sehr starke Unterschiede zwischen den Taxa hinsichtlich der Substratpräferenzen. So dominierte in den durch Makrophyten geprägten Bereichen *Hydropsyche siltalai* sehr deutlich, während diese Art in den beiden anderen Klassen keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielte. Gleiches gilt für *Rhyacophila nubila* und *Brachycentrus subnubilus*, die ihren Verbreitungsschwerpunkt ebenfalls in der Klasse der „Makrophyten“ hatten. Die beiden erstgenannten Taxa verfügen über keinen Köcher und *Brachycentrus subnubilus* fertigt Köcher auf frischem pflanzlichen Material. In der Klasse „Viel Organik“ hingegen dominierte *Mystacides azurea* sehr deutlich, mit großem Abstand gefolgt von der Gattung *Halesus*. Beide Taxa bauen ihren Köcher aus Detritus auf.

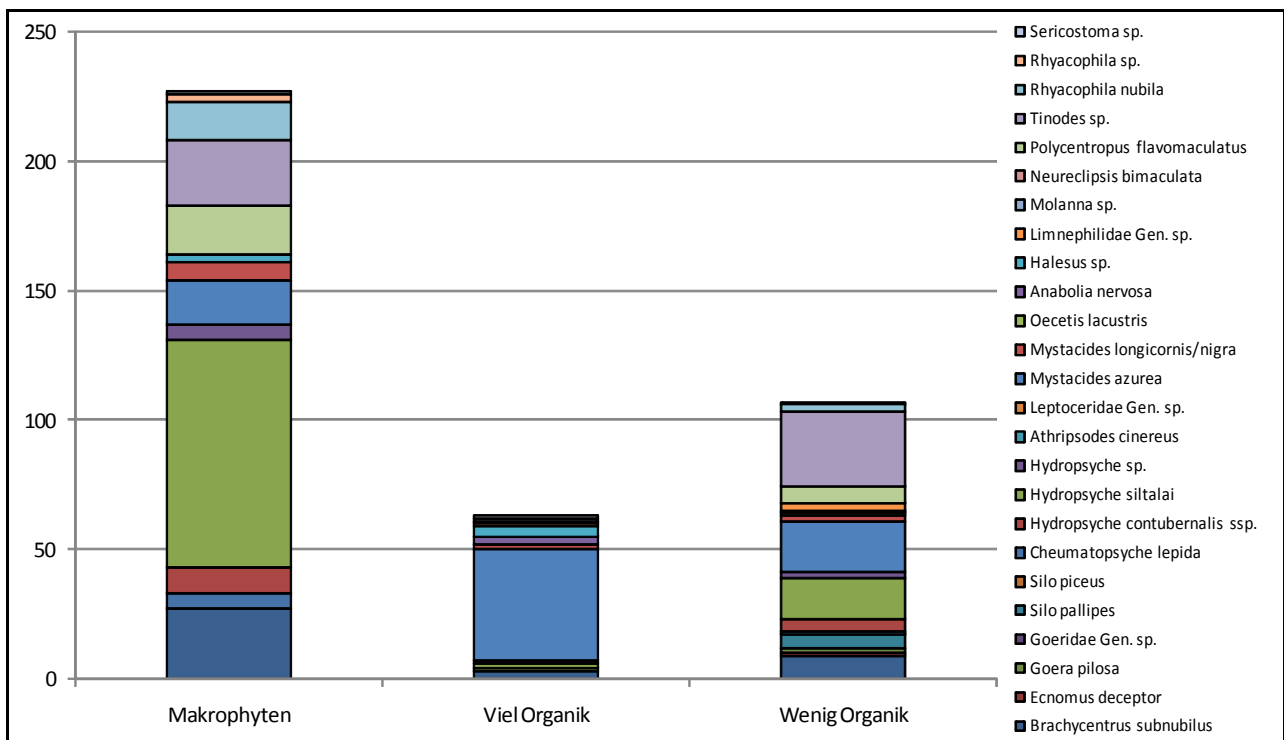


Abb. 13-47: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) für die drei Aggregate

des Parameters der organischen Substrattypen (Individuendichte in Individuen/m²)

In den Bereichen, welche nur wenig organisches Material aufweisen, war die Gattung *Tinodes* am stärksten vertreten, gefolgt von *Mystacides azurea* und *Hydropsyche siltalai*. Auch hier kann die Dominanz dieser Taxa wiederum mit dem Angebot an organischem Material erklärt werden. *Tinodes sp.* baut einen Köcher aus feinem Sediment, welcher an größere Steine angeheftet wird, während *Hydropsyche siltalai* ganz auf einen Köcher verzichtet. *Mystacides azurea* ist für den Köcherbau auf Detritus angewiesen und kommt in dieser Klasse dementsprechend in einer deutlich geringeren Abundanz vor als in den Bereichen mit einer größeren Verfügbarkeit organischen Materials.

13.3.5 Habitate

Nachdem in den vorherigen Teilkapiteln auf die Autökologie der nachgewiesenen Taxa sowie auf die Verbreitung des Makrozoobenthos hinsichtlich einzelner struktureller Parameter wie der Wassertiefe oder mineralischer Sohlsubstrate eingegangen wurde, soll in den folgenden zwei Teilkapiteln das Vorkommen der benthischen Invertebraten in Abhängigkeit von der mikromorphologischen Gewässerbettstruktur in Form der aus dem TRiSHa-Verfahren abgeleiteten Habitate analysiert werden. Diese Habitattypen integrieren die Informationen über die mineralischen und organischen Substrate. Durch die strömungsabhängige Verteilung dieser Substrate wird bis zu einem gewissen Grad auch der Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit berücksichtigt. Es erfolgt jedoch keine direkte Einbeziehung der Strömungsklassen und auch die Wassertiefe bleibt unberücksichtigt. Daher ist es notwendig, die Auswertung dieser beiden Parameter, welche bereits in den vorherigen Teilkapiteln erfolgt ist, synoptisch in die Interpretation der Ergebnisse dieses Kapitels einfließen zu lassen.

Basierend auf den Ergebnissen der Mikromorphologiekartierung nach dem TRiSHa-Verfahren wurden die folgenden 32 Habitate für das Makrozoobenthos ausgewiesen. Zu jedem Habitattyp wird die Typenkennzeichnung sowie der Langtitel des Typen angegeben. Eine genaue Erläuterung der Bedeutung und des Zustandekommens der Typenkennzeichen kann Kapitel 9.2.2 entnommen werden.

- Rno – Kies und Blöcke mit wenig organischem Material
- RnO – Kies und Blöcke mit viel organischem Material
- RnP – Kies und Blöcke mit Makrophyten
- Sro – kiesarmer Sand mit wenig organischem Material
- SrO – kiesarmer Sand mit viel organischem Material
- SRo – kiesreicher Sand mit wenig organischem Material
- SRO – kiesreicher Sand mit viel organischem Material
- SRP – kiesreicher Sand mit Makrophyten
- SMo – schlammreicher Sand mit wenig organischem Material
- SMO – schlammreicher Sand mit viel organischem Material
- Cno – Auenlehm mit wenig organischem Material
- CnO – Auenlehm mit viel organischem Material
- CRO – kiesreicher Auenlehm mit wenig organischem Material
- CRO – kiesreicher Auenlehm mit viel organischem Material
- CRP – kiesreicher Auenlehm mit Makrophyten
- CMo – schlammreicher Auenlehm mit wenig organischem Material
- CMO – schlammreicher Auenlehm mit viel organischem Material
- CMP – schlammreicher Auenlehm mit Makrophyten

MnP – Schlamm mit Makrophyten
 MRO – kiesreicher Schlamm mit viel organischem Material
 Mso – sandarmer Schlamm mit wenig organischem Material
 MsO – sandarmer Schlamm mit viel organischem Material
 MSo – sandreicher Schlamm mit wenig organischem Material
 MSO – sandreicher Schlamm mit viel organischem Material
 MCO – lehmreicher Schlamm mit viel Organik
 MCP – lehmreicher Schlamm mit Makrophyten
 Ano – künstliche Substrate (Blockschüttung) mit wenig organischem Material
 AnO – künstliche Substrate (Blockschüttung) mit viel organischem Material
 ARo – kiesreiche künstliche Substrate (Blockschüttung) mit wenig organischem Material
 ARO – kiesreiche künstliche Substrate (Blockschüttung) mit viel organischem Material
 AnP – künstliche Substrate (Blockschüttung) mit Makrophyten
 ARP – kiesreiche künstliche Substrate (Blockschüttung) mit Makrophyten

Die Besiedlung dieser 32 Habitattypen durch das Makrozoobenthos erfolgte sehr differenziert. Mit fast 5.000 Individuen/m² wurden die größten Individuendichten in den Habitattypen CRO („kiesreicher Auenlehm mit viel organischem Material“, 4.917 Ind./m²) und MSo („sandreicher Schlamm mit wenig organischem Material“, 4.816 Ind./m²) nachgewiesen (Abb. 13-48). Die geringsten Individuendichten wiesen hingegen die Typen Cno („Auenlehm mit wenig organischem Material“, 840 Ind./m²) und CMO („schlammreicher Auenlehm mit viel organischem Material“, 1.168 Ind./m²) auf.

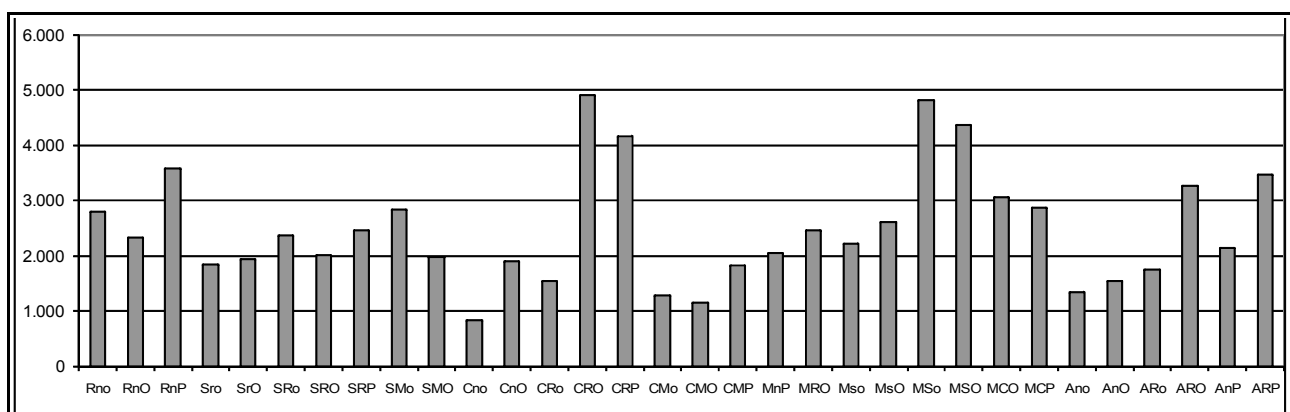


Abb. 13-48: Mittlere Individuendichten der Habitattypen (in Individuen/m²)

Betrachtet man hingegen die Taxazahlen (Abb. 13-49), so sind es vor allem die Habitattypen Rno (Kies und Blöcke mit wenig organischem Material) und RnO (Kies und Blöcke mit viel organischem Material), die durch besonders hohe Taxazahlen auffielen – gefolgt von weiteren grobsubstratreichen Typen wie RnP (Kies und Blöcke mit Makrophyten), ARP (kiesreiche Blockschüttung mit Makrophyten) oder SRO (kiesreicher Sand mit wenig organischem Material). Die individuenreichsten Habitattypen hingegen wiesen vergleichsweise wenige Taxa auf. Diese Darstellung vernachlässigt jedoch, dass nicht in allen Habitattypen die gleiche Zahl an Proben entnommen wurde. So ist zu erwarten, dass Typen, die intensiver beprobt wurden, auch mehr Taxa aufweisen. Um dies zu kompensieren, kann die durchschnittliche Taxazahl pro Habitattyp betrachtet werden (Abb. 13-50). Die Tendenz der Aussage – Grobsubstrate weisen mehr Taxa auf als Feinsubstrate – bleibt hier erhalten, allerdings sind die Unterschiede zwischen den Habitattypen weniger stark ausgeprägt und es kommt zu kleineren Verschiebungen. So ist der taxareichste Habitattyp nunmehr nicht der Typ Rno sondern der Typ ARP.

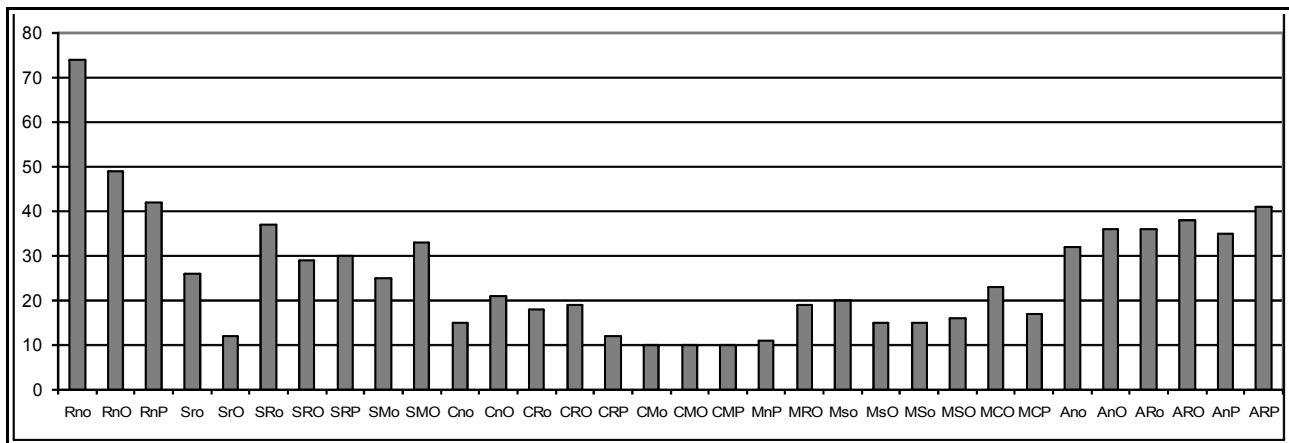


Abb. 13-49: Absolute Taxazahl pro Habitattyp

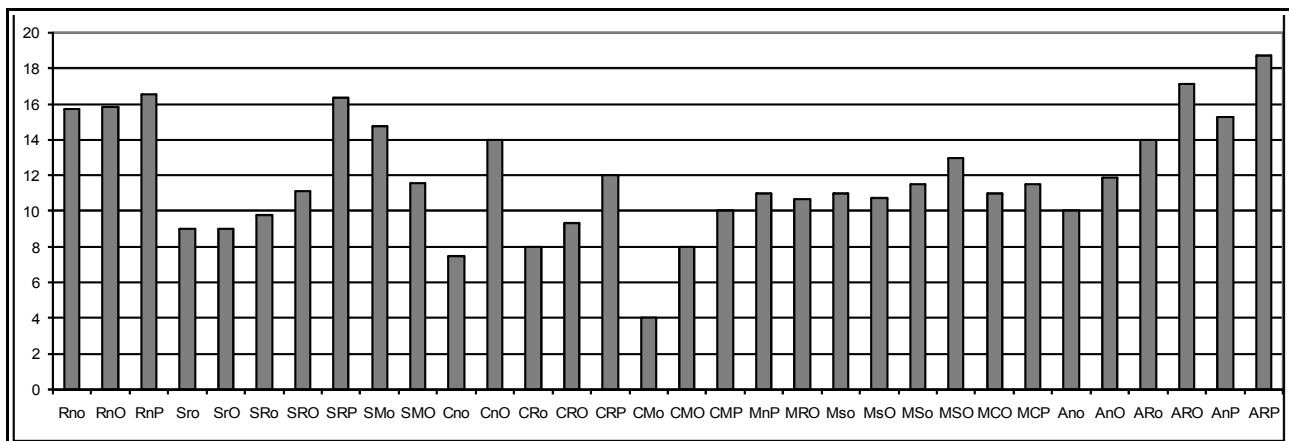


Abb. 13-50: Mittlere Taxazahl pro Habitattyp

Die grobmaterialreichen Habitattypen waren durch eine deutlich höhere Artenvielfalt als die feinmaterialreichen Habitattypen charakterisiert. Dies trifft nicht nur für das gesamte Makrozoobenthos sondern auch auf die EPT-Fauna zu (Abb. 13-51). Der Anteil der Individuen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen waren in den Habitattypen, welche durch Kies und Blöcke dominiert oder zumindest charakterisiert wurden (gekennzeichnet durch den Großbuchstaben „R“ an erster oder zweiter Stelle des Typenkennzeichens) am höchsten. Die Typen Rno, RnP und ARP lagen dabei mit 24,1%, 23,9% und 23,6% an der Spitze. Die geringsten Anteile an der Gesamtindividuumdichte wurden hingegen bei den durch Schlamm oder Auenlehm geprägten Habitattypen („M“ und „C“) verzeichnet. Die Typen CMO, CMO und Mso wiesen mit 0,0%, 1,4% und 2,4% die niedrigsten Anteile der EPT-Individuen auf.

Auf der Ebene der Taxa ergibt sich ein ähnliches Bild (Abb. 13-51). Die grobsubstratreichen Habitattypen waren durch die höchsten Anteile der EPT-Taxa an der Gesamttaxazahl gekennzeichnet. Allerdings lag nun der Typ SRP mit 46,7% an erster Stelle, gefolgt von den Typen Rno (44,6%) und ARO (39,5%). Die geringsten Anteile verzeichneten die Typen CMO (0,0%), CMO (10,0%) und MsO (13,3%) und damit wiederum die schlamm- und lehmreichen Habitate.

Die Zusammensetzung der aquatischen Fauna war nicht nur bezüglich der EPT-Ordnungen von Habitattyp zu Habitattyp unterschiedlich, sondern auch bei Betrachtung des gesamten Makrozoobenthos'. Die beiden Ordnungen der *Crustacea* und *Diptera* dominierten alle Habitattypen außer MCP (Abb. 13-52). In 19 Habitattypen waren hierbei die *Crustacea* deutlich stärker vertreten als die *Diptera* (in absteigender Dominanz der

Crustaceae z.B.: Ano, CnO, MRO, RnO und MsO). Die Zweiflügler hingegen waren in vier Habitattypen deutlich abundanzstärker vertreten (CMo, CRP, RnP und Sro). Die maximale Individuendichte dieser beiden Ordnungen lag für die *Crustaceae* bei 2.805 Ind./m² (Typ CRO) und für die *Diptera* bei 2.384 Ind./m² (Typ CRP). Diesen massenhaften Vorkommen stehen mittlere Abundanzen von 870 und 565 Ind./m² gegenüber.

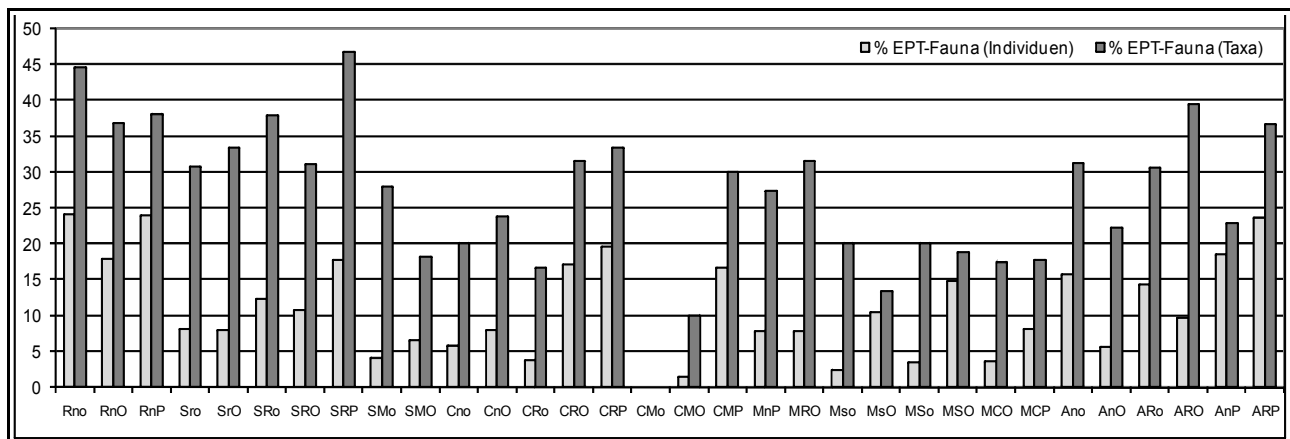


Abb. 13-51: Anteil der EPT-Fauna (Taxa & Individuen) an der gesamten MZB-Fauna (in %)

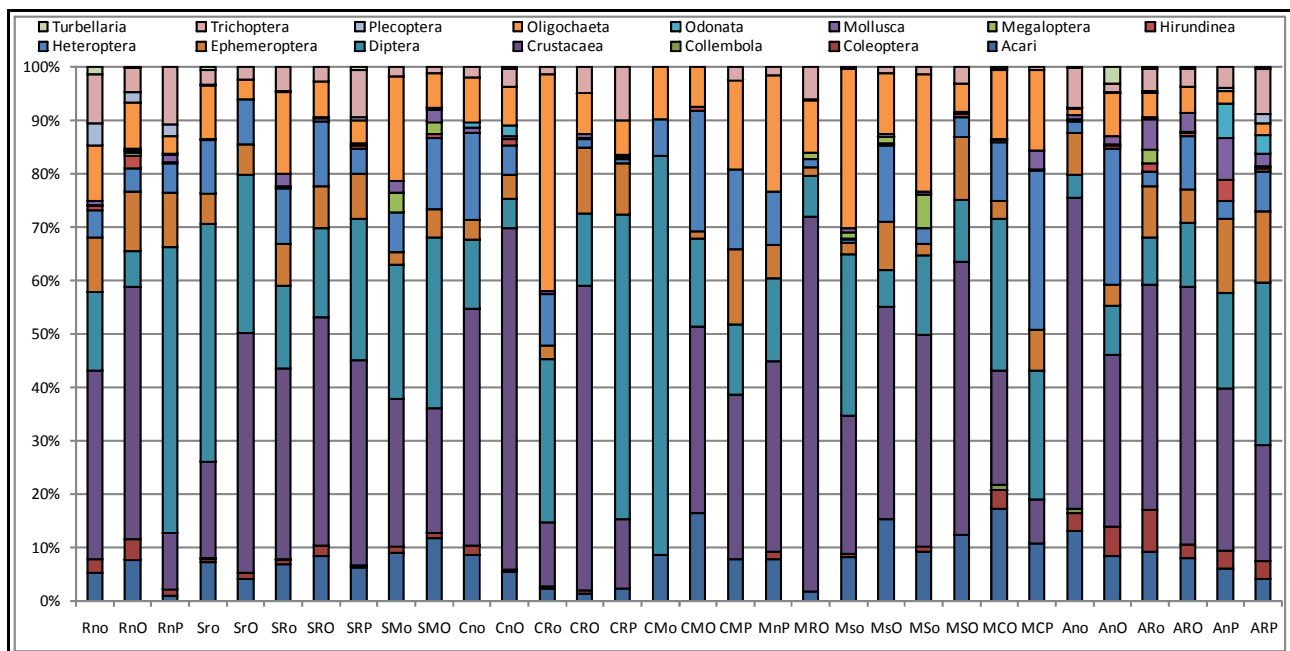


Abb. 13-52: Zusammensetzung des Makrozoobenthos in den Habitattypen (in % der Individuen/m²)

In einzelnen Habitattypen waren neben den *Crustaceae* und den *Diptera* auch andere Ordnungen stärker vertreten – so z.B. die *Oligochaeta* im Typ CRO (629 Ind./m²) oder die *Heteroptera* in den Typen MCP (856 Ind./m²) und AnO (381 Ind./m²). Im Mittel lag die Abundanz dieser beiden Ordnungen bei 264 Ind./m² (*Oligochaeta*) und 195 Ind./m² (*Heteroptera*), womit sie die dritt- und viertstärkste Ordnung waren.

Zusammen stellten diese vier Ordnungen zwischen 53,9% (Typ AnP) und 92,7% (Typ CRO) der gesamten Individuendichte in den Habitattypen (im Mittel 76,3%).

Neben diesen dominanten Ordnungen, welche sehr weit verbreitet in den Habitaten vorgefunden wurden, zeigten mehrere Ordnungen ein stärker spezialisiertes Verbreitungsmus-

ter. Auffällig waren hier z.B. die *Coleoptera*, welche ihren Verbreitungsschwerpunkt in den anthropogenen Habitaten hatten und kaum in den lehm- und schlammgeprägten Habitattypen vorkamen. Die *Megaloptera* andererseits tragen ihren deutschen Namen „Schlammfliegen“ zu Recht und wiesen die größten Abundanzen in den schlammreichen Habitaten auf. Die *Odonata* schließlich kamen vor allem in den Typen AnP, ARP, CnP und CnO vor, die prinzipiell in Ufernähe vorzufinden sind und vermutlich aus diesem Grund von den Libellen präferiert wurden. Eine Ordnung, welche bevorzugt in den sandgeprägten sowie den anthropogenen Habitaten vorkam, ist die der *Mollusca*. Diese Spezialisierung der Schnecken und Muscheln auf zwei sehr verschiedene Substrate lässt sich durch die geringeren Strömungsgeschwindigkeiten in den Bereichen erklären.

In der folgenden Abbildung sind nur die drei Ordnungen der EPT-Fauna dargestellt (Abb. 13-53) und es zeigt sich, dass auch dieser Teil des Makrozoobenthos' die verschiedenen Habitattypen unterschiedlich stark besiedelte. Vor allem die *Plecoptera* sind starke Spezialisten, die ausschließlich in einigen grobmaterialreichen Habitattypen vorkamen. *Ephemeroptera* und *Trichoptera* waren demgegenüber deutlich gleichmäßiger verteilt, zeigten jedoch auch große Unterschiede zwischen den einzelnen Typen. Auffällig war weiterhin, dass sich diese beiden Ordnungen sehr ähnlich verhielten, die größten und niedrigsten Abundanzen also in den gleichen Habitattypen aufwiesen.

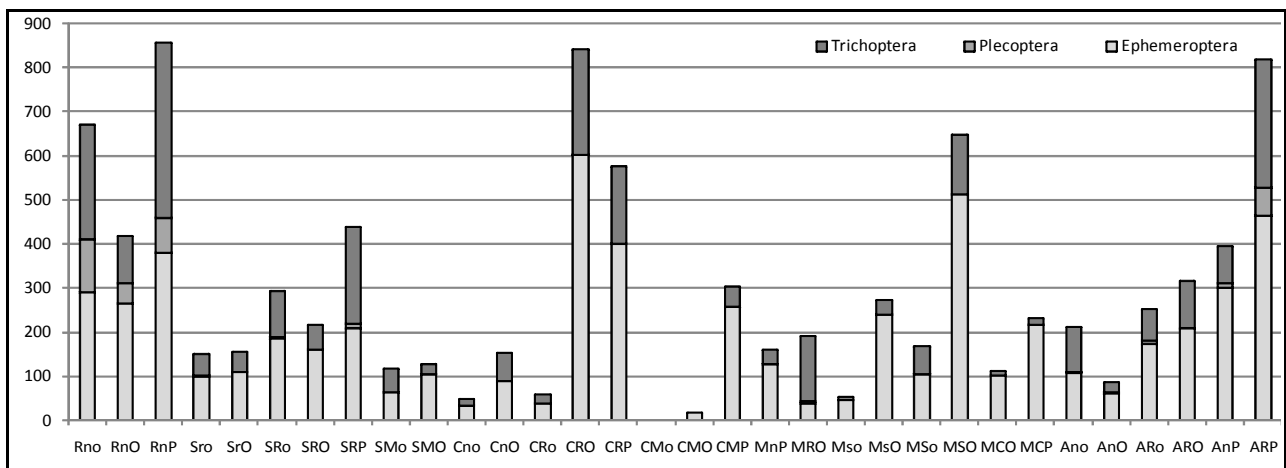


Abb. 13-53: Individuendichte der EPT-Fauna in den Habitattypen (in Ind./m²)

Betrachtet man die Verteilung der EPT-Fauna nicht auf der Ebene der Ordnungen sondern auf der Familienebene, so fällt es schwerer, klare Trends zu erkennen. Die *Baetidae* (*Ephemeroptera*) waren in den meisten Habitattypen die abundanzstärkste Familie, zeigten jedoch eine deutliche Präferenz für die Typen CRO, MSO, CRP und ARP (Abb. 13-54). Alle anderen Familien traten entweder nur in geringer Individuendichte oder nur in einigen Habitattypen auf. So waren die *Hydropsychidae* (*Trichoptera*) in den durch Makrophyten charakterisierten Typen RnP, ARP und CRP anzutreffen, fehlten jedoch in vielen anderen Typen vollständig. Die *Leptoceridae* kamen hingegen in der Mehrzahl der Habitattypen vor, traten jedoch nur im Typ CRO deutlich in Erscheinung.

Die meisten EPT-Familien wurden in dem Habitattyp Rno (17 Familien) nachgewiesen, gefolgt von den Typen RnP (12), SRo (11), RnO (10), SRP (10) und ARO (10). Die meisten EPT-Taxa wurden wiederum in dem Habitattyp Rno (31 Taxa) vorgefunden. In absteigender Rangfolge folgen darauf die Typen RnO (18 Taxa), RnP (15), SRo (14), ARO (14) und ARP (14).

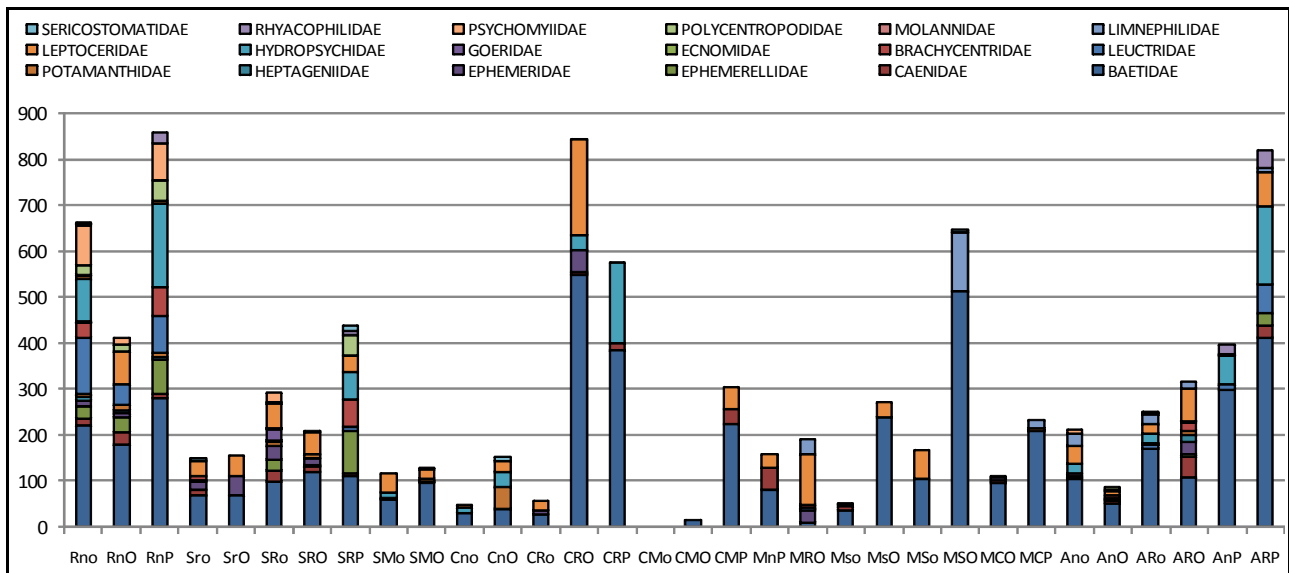


Abb. 13-54: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der Habitattypen (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Ephemeroptera*, als erste der drei EPT-Ordnungen, zeigten auf Ebene der Taxa ein stark selektives Habitatwahlverhalten (Abb. 13-55). So wurde *Cloeon dipterum* mit großer Abundanz in den anthropogenen Habitattypen nachgewiesen, fehlte jedoch in fast allen anderen Typen vollständig. *Procloeon bifidum* kam nicht in den schlammigen und lehmigen Habitaten vor (Ausnahme Typ CRO) und *Serratella ignita* konzentrierte sich innerhalb der kiesigen, sandigen und anthropogenen Habitattypen vor allem auf die makrophytengestützten Typen (RnP, SRP, ARP).

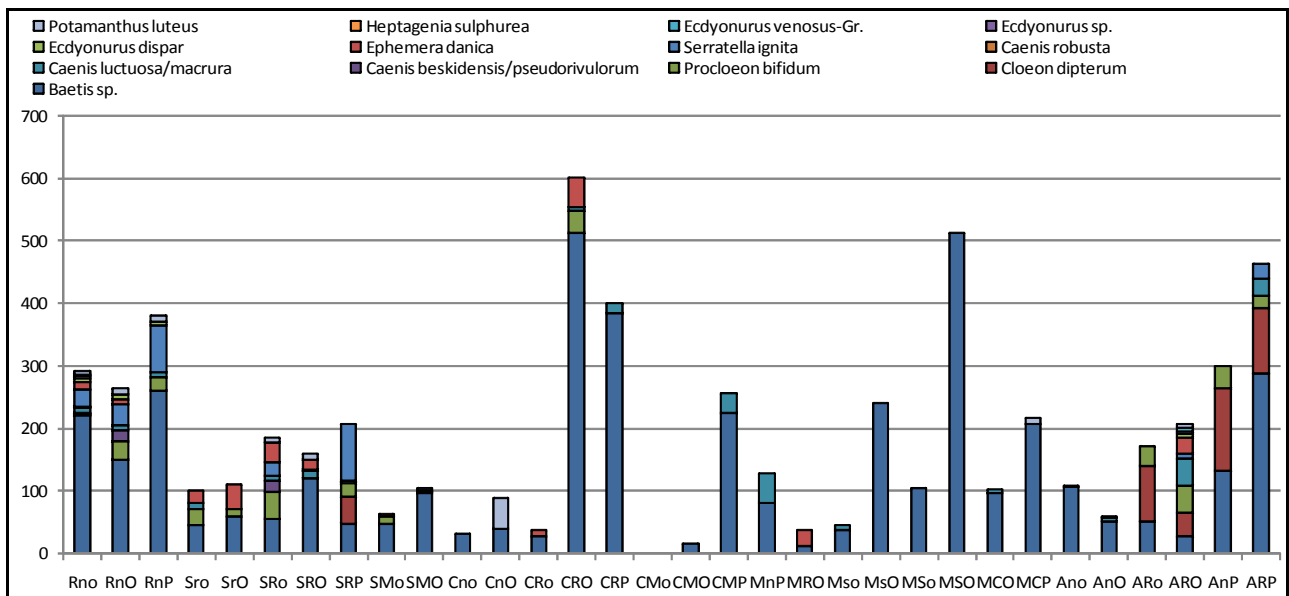


Abb. 13-55: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der Habitattypen (Individuendichte in Ind./m²)

Die Gattung *Baetis* sp. war das einzige *Ephemeroptera*-Taxon, welches in fast allen Habitattypen (mit Ausnahme des Typs CMO) vorkam – und auch diese Gattung wies starke Unterschiede in der Individuendichte zwischen den einzelnen Habitattypen auf (Max: 512 Ind./m² im Typ CRO; Min: 11 Ind./m² im Typ MRO).

Der Habitattyp Rno wies mit 12 Taxa der Eintagsfliegen die meisten Taxa dieser Ordnung

auf, gefolgt von den Typen ARO (9 Taxa), RnO (8), SRO (7), RnP (5) und SRO (5).

Die *Plecoptera* waren, anders als die beiden anderen EPT-Ordnungen, in ihrer Verbreitung fast ausschließlich auf die grobsubstratreichen Substrattypen beschränkt (Abb. 13-56). *Leuctra nigra* wurde in sieben Habitattypen nachgewiesen und kam in drei dieser Typen (Rno, RnP und ARP) auch in großer Abundanz vor. *Leuctra geniculata* wurde in zehn Habitattypen vorgefunden und auch die Abundanzen dieser Art waren ausgewogener verteilt. Innerhalb der spezialisierten *Plecoptera*-Fauna war demnach *L. nigra* stärker spezialisiert als *L. geniculata*.

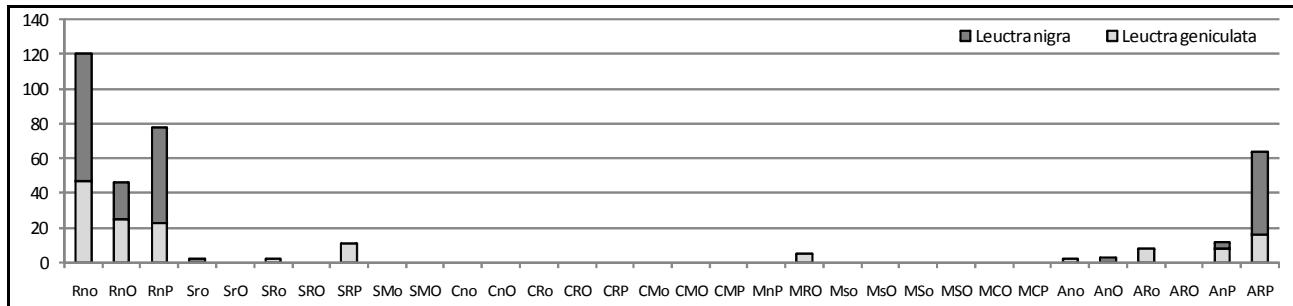


Abb. 13-56: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der Habitattypen (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Trichoptera*, als dritte und letzte Ordnung der EPT-Fauna, sind ähnlich stark spezialisiert wie die beiden zuvor beschriebenen Ordnungen. Anders als bei den *Ephemeroptera* gibt es kein Taxon, welches in den allermeisten Habitattypen mit großer Abundanz vertreten war. Vielmehr unterschied sich die Zusammensetzung der Köcherfliegenfauna von Habitattyp zu Habitattyp. Die Art mit der weitesten Verbreitung war *Mystacides azurea*, die in 26 Habitattypen nachgewiesen wurde. Doch die Individuendichte selbst dieser Art schwankte zwischen 3 und 208 Ind./m² (Mittelwert: 37 Ind./m²), eine gleichmäßige Verteilung liegt also nicht vor.

Die individuenreichsten Habitattypen waren RnP, AnP, Rno, CRO und SRP (Abb. 13-57). Diese Typen wiesen jedoch eine stark unterschiedliche Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna auf.

Im Typ RnP wies *Hydropsyche siltalai* die größte Individuendichte auf (162 Ind./m²), gefolgt von *Tinodes sp.* (80 Ind./m²), *Brachycentrus subnubilis* (64 Ind./m²) und *Polycentropus flavomaculatus* (46 Ind./m²).

Im Typ ARP stellte ebenfalls *Hydropsyche siltalai* mit 92 Ind./m² das abundanzstärkste Taxon dar. Auf den nachfolgenden Rängen waren jedoch *Hydropsyche contubernalis ssp.*, *Mystacides azurea* (beide je 40 Ind./m²), *Hydropsyche sp.* und *Mystacides longicornis/nigra* (beide je 36 Ind./m²) zu finden. Es waren also in diesem Typ mehrere Taxa nahezu gleich stark vertreten und die fünf abundanzstärksten Taxa gehörten alle zu lediglich zwei Gattungen.

Der hinsichtlich der Individuendichte drittstärkste Habitattyp (Rno) wies ein Abundanzmaximum von *Tinodes sp.* auf (86 Ind./m²), gefolgt von *Hydropsyche siltalai* (58 Ind./m²), *Brachycentrus subnubilis* (33 Ind./m²), *Polycentropus flavomaculatus* (19 Ind./m²) und *Hydropsyche contubernalis ssp.* (16 Ind./m²).

Der Habitattyp CRO wich sehr stark von der Artenzusammensetzung der übrigen abundanzreichen Typen ab, da lediglich zwei Taxa nachgewiesen werden konnten. *Mystacides azurea* war mit 208 Ind./m² deutlich stärker vertreten als in allen anderen Habitattypen und wurde begleitet von *Hydropsyche siltalai* (32 Ind./m²).

Der fünftstärkste Habitattyp hinsichtlich der Individuendichte (SRP) wurde durch die Taxa

Brachycentrus subnubilus (59 Ind./m²), *Polycentropus flavomaculatus* (43 Ind./m²), *Hydropsyche siltalai*, *Mystacides azurea* (beide je 32 Ind./m²) sowie *Hydropsyche contubernalis* ssp. (27 Ind./m²) geprägt.

Die individuenreichsten Habitattypen waren demnach durch nicht mehr als acht Taxa charakterisiert, während der Großteil der *Trichoptera*-Fauna in nur geringer Abundanz und in nur wenigen Habitattypen vorkam. Dies wird noch deutlicher, wenn man die Taxazahlen der einzelnen Habitattypen vergleicht. Die mit großem Abstand meisten Taxa der *Trichoptera* (17 Taxa) wurden in dem Typen Rno nachgewiesen. Acht Taxa konnten in den Typen RnO, RnP, SRP und ARP bestimmt werden, während der Mittelwert aller Habitattypen bei vier Taxa lag.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass hinsichtlich der Köcherfliegenfauna vor allem die makrophytendominierten Habitate sowie die grobmaterialreicheren Bereiche durch hohe Abundanzen und hohe Taxazahlen charakterisiert sind, während die lehmigen und schlammigen Habitate artenärmer und zumeist auch dünner besiedelt sind.

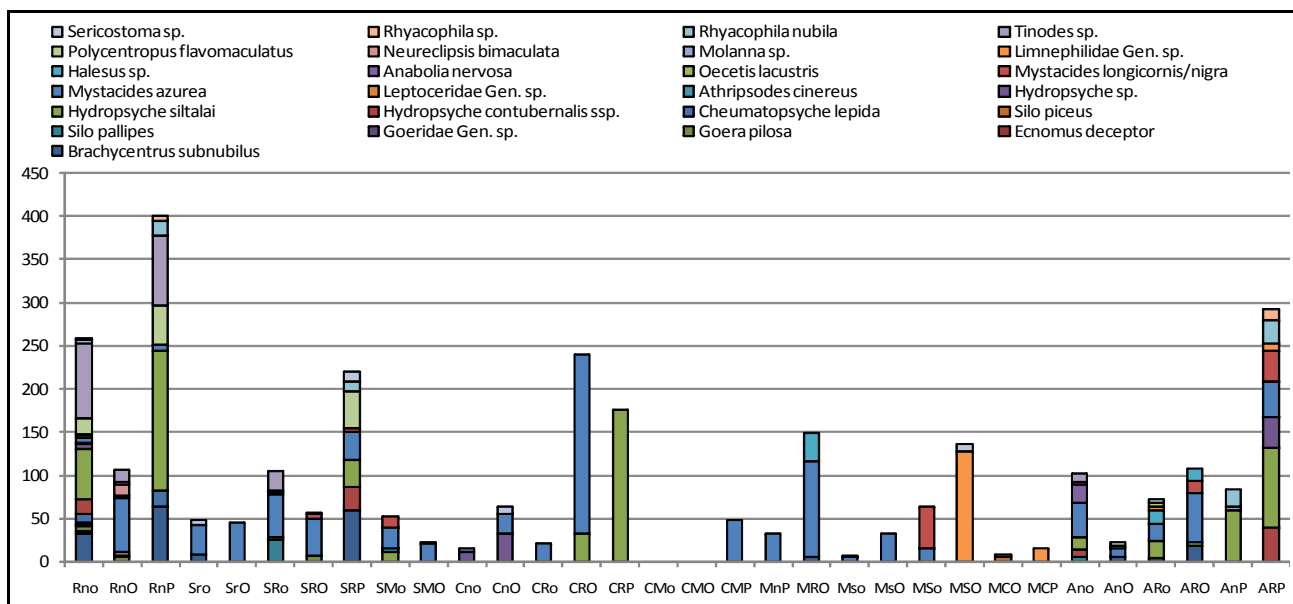


Abb. 13-57: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der Habitattypen (Individuendichte in Ind./m²)

Nachdem nun die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' eingehend analysiert wurde, sollen im Folgenden durch eine Betrachtung der Stetigkeit die Generalisten und Spezialisten identifiziert werden.

Lediglich drei Taxa (2,5% aller Taxa) wurden in allen 32 Habitattypen nachgewiesen. Allerdings sind diese Taxa keine Arten sondern Artengruppen, die nicht bis auf das Artniveau bestimmt werden konnten (die Wassermilben *Hydrocarina* sp., die Wasserwanzen *Corixidae* Gen. sp. und die Schlammröhrenwürmer *Tubificidae* Gen. sp.). Es ist zu vermuten, dass bei einer Bestimmung dieser drei Gruppen bis auf das Artniveau kein Taxon in allen Habitattypen vorkommen würde.

Weitere sechs Taxa (5,1% aller Taxa) kamen in mindestens 75% aller Habitattypen aber nicht in allen Typen vor, während 7 Taxa (5,9% aller Taxa) in 16 bis 23 Habitattypen (50+ %) nachgewiesen wurden. Damit wurden 13,6% aller Taxa in mehr als der Hälfte aller Habitattypen nachgewiesen und können als Generalisten bezeichnet werden.

Der weitaus größere Anteil des Makrozoobenthos verhielt sich jedoch hinsichtlich der

Habitatwahl ausgesprochen spezialisiert. 16 Taxa (13,6% aller Taxa) wurden in 8-15 Habitattypen (25-46,9% aller Habitattypen) nachgewiesen, der Großteil aller Taxa (53 Taxa – 44,9%) kam jedoch in nur einem Viertel aller Habitattypen (2-7 Typen – 6,25-21,9%) vor und weitere 29 Taxa (24,6%) wurden in lediglich einem einzigen Habitattyp vorgefunden.

Berücksichtigt man in der Betrachtung des Vorkommens der einzelnen Taxa nicht den reinen Nachweis eines Taxons in einem Habitattyp, sondern legt auch eine Mindestabundanz von 0,5 Individuen/Probe zu Grunde, um zufällige Funde weniger Exemplare einer Art zu eliminieren, so verändert sich an der oben beschriebenen Verteilung nur wenig. Der Anteil der generalisierten Taxa (Vorkommen in mehr als der Hälfte aller Habitattypen) bleibt mit 10,2% sehr gering. Hinsichtlich der spezialisierten Taxa zeigt sich jedoch, dass viele der Taxa in nur geringen Abundanzen nachgewiesen wurden, so dass der Anteil an Taxa, welche in keinem einzigen Habitattypen in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen werden konnten, nun bei 36,4% liegt. Der Anteil der spezialisierten Taxa geht hingegen entsprechend zurück, überwiegt jenen der Generalisten jedoch noch immer deutlich. So kamen zehn Taxa (8,5%) in 8 bis 15 Habitattypen in ausreichender Stetigkeit vor, 39 Taxa (33,1%) wurden in zwei bis sieben Typen in hoher Stetigkeit vorgefunden und 14 Taxa (11,9%) konnten in nur einem Habitattypen stetig nachgewiesen werden.

In Tabelle 13-18 sind die 12 Taxa aufgelistet, welche in mindestens 16 der 32 Habitattypen mit großer Stetigkeit vorkamen und somit als Generalisten bezeichnet werden können. Unter diesen Taxa wies *Gammarus roeseli* mit 708 Ind./m² die größte Abundanz auf, kam also flächenhaft in großer Zahl vor. *Oulimnius sp.* am anderen Ende des Spektrums wurde in zehn Habitattypen nicht in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen und kam in den übrigen Habitattypen in vergleichsweise geringer Abundanz (maximal 90 Ind./m²) vor. Insgesamt wird diese Liste von den Ordnungen der *Crustacea* und *Diptera* dominiert.

Tab. 13-18: Taxa, welche mit hinreichender Abundanz in mindestens 16 Habitattypen nachgewiesen wurden (angegeben ist die mittlere Individuendichte in Ind./m² als Mittelwert über alle Habitattypen)

Taxon	Ordnung	Mittelwert der Individuendichte (Ind./m ²)
<i>Gammarus roeseli</i>	Crustacea	708
Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	262
<i>Hydrocarina sp.</i>	Acari	188
Corixidae Gen. sp. (<i>Micronecta minutissima</i>)	Heteroptera	160
Chironomini Gen. sp. 2	Diptera	146
<i>Baetis sp.</i>	Ephemeroptera	134
Chironomini Gen. sp. 1	Diptera	121
<i>Daphnia</i>	Crustacea	99
Chironomini Gen. sp. 3	Diptera	67
<i>Asellus aquatica</i>	Crustacea	53
<i>Mystacides azureus</i>	Trichoptera	31
<i>Oulimnius sp.</i> Adult	Coleoptera	19

Die Verteilung dieser 12 Taxa auf die Habitattypen ist jedoch erwartungsgemäß nicht gleichförmig, sondern unterliegt großen Abweichungen von dem Mittelwert. Die größte Standardabweichung zeigte hierbei *Asellus aquatica*, die eine maximale Individuendichte

von 645 Ind./m² (im Habitattyp CRO) bei einem Mittelwert von 53 Ind./m² aufwies. Die geringste Standardabweichung wurde hingegen für *Chironomini Gen. sp. Nr. 2* sowie die Wassermilben *Hydrocarina sp.* ermittelt. Doch selbst diese beiden Taxa wiesen in einzelnen Habitattypen Abundanzen auf, die den Mittelwert um mehr als das Doppelte überstiegen. Dies verdeutlicht, dass keine der nachgewiesenen Arten in allen Habitattypen in gleichem Maße vertreten war und selbst stark generalisierte Taxa deutliche Präferenzen für bestimmte Habitate aufwiesen.

Den Generalisten gegenüber steht eine große Gruppe von 106 Taxa (89,8% aller Taxa), die in weniger als der Hälfte der Habitattypen nachgewiesen wurden oder sogar so selten waren, dass sie in keinem der Habitate als stetig vorkommend eingestuft werden konnte. Kombiniert man die mittleren Individuendichten für die Taxa beider Gruppen, so ergibt sich folgendes Bild: 10,2% aller Taxa (die Generalisten) stellen 79,5% aller Individuen (1.989 Individuen/m²), während die weitaus größere Gruppe der Spezialisten (89,8% aller Taxa) lediglich 20,5% aller Individuen (511 Individuen/m²) beisteuert.

13.3.6 Habitattypengruppen

Die Verteilungsmuster von 118 Taxa in 32 Habitattypen zu analysieren, wie im vorherigen Kapitel geschehen, erschwert die Identifikation von Gemeinsamkeiten und Unterschieden der Datensätze. Aus diesem Grund werden im Folgenden die 32 Habitattypen zu den 5 Habitattypengruppen zusammengefasst, welche bereits im Methodenteil beschrieben wurden.

Maßgeblich für die Bildung der fünf Gruppen war das jeweils dominierende Substrat, welches in der Typenkennzeichnung an erster Stelle steht.

Die fünf Gruppen sind:

- Kies- und Blockgeprägte Habitate;
- Sandgeprägte Habitate;
- Auenlehmgeprägte Habitate;
- Schlammgeprägte Habitate;
- Anthropogene Habitate.

Jede dieser fünf Gruppen enthält sowohl Typen mit einem hohen Gehalt an organischen Material, Typen mit wenig organischem Material, Makrophyten und Beimengungen verschiedener anderer Substrattypen. Dieser Heterogenität der Typen einer Gruppe steht die deutliche Dominanz eines Substrattyps in allen Typen einer Gruppe gegenüber.

Die fünf Habitattypengruppen unterschieden sich deutlich hinsichtlich der grundsätzlichen Charakteristik der Besiedelung. Mit 85 Taxa wiesen die kies- und blockgeprägten Habitate die meisten Taxa auf, gefolgt von den anthropogenen (81 Taxa) und den sandgeprägten Habitaten (69 Taxa). Am niedrigsten fiel die Taxazahl in den auenlehmgeprägten Habitaten aus (41 Taxa). Doch auch in den schlammgeprägten Habitattypen (43 Taxa) wurden nur geringfügig mehr Taxa nachgewiesen.

Betrachtet man die Individuendichte, so bietet sich ein anderes Bild. Im Mittel wiesen die schlammgeprägten Habitate mit 2.869 Individuen/m² die größte Gesamtabundanz auf, dicht gefolgt von den kies- und blockgeprägten Habitaten (2.832 Individuen/m²). Die übrigen Gruppen folgten mit größerem Abstand (sandgeprägte Habitate mit 2.131 Ind./m², anthropogene Habitate mit 2.104 Ind./m² und auenlehmgeprägte Habitate mit 1.940

Ind./m²).

Vergleicht man die Ergebnisse der beiden Parameter Taxazahl und Individuendichte, so fällt vor allem die Gruppe der schlammgeprägten Habitattypen auf, die durch eine sehr geringe Taxazahl und sehr hohe Abundanzen charakterisiert ist. Die wenigen Arten, die in den schlammgeprägten Habitaten nachgewiesen wurden, tendieren also eher zu einem massenhaften Vorkommen. Dies wird besonders deutlich, wenn der Quotient aus Individuendichte und Taxazahl gebildet wird. In den schlammgeprägten Bereichen lag der Quotient pro Quadratmeter im Mittel bei 67 Individuen/Taxon, während er in den kies- und blockgeprägten Habitaten, die eine ähnlich hohe Individuendichte aufweisen, nur 33 Individuen/Taxon betrug.

Die Gruppe der auenlehmgeprägten Habitattypen ist ebenfalls auffällig, da hier geringe Taxazahlen mit einer geringen Individuendichte vereint sind. Diese Bereiche sind demnach vergleichsweise schlecht durch das Makrozoobenthos besiedelt.

Und schließlich sind noch die anthropogenen Habitate zu erwähnen, die hinsichtlich ihrer Taxazahl mit den kies- und blockgeprägten Habitaten vergleichbar sind, jedoch eine deutlich geringere Individuendichte aufwiesen. Der Quotient aus Individuendichte und Taxazahl erreichte hier mit 26 Individuen/Taxon den niedrigsten Wert.

Auch hinsichtlich des Anteils der EPT-Ordnungen an der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' konnten große Unterschiede zwischen den Habitattypengruppen festgestellt werden. Die Gruppe der kies- und blockgeprägten Habitate wies sowohl auf der Betrachtungsebene der Taxazahlen (44,6% Anteil der EPT-Taxa an der Gesamtaxazahl) als auch auf der Ebene der Individuendichte (22,7% Anteil der EPT-Individuen an der Gesamtabundanz) die höchsten Werte auf. Für den Anteil der EPT-Taxa folgte auf dem zweiten Rang die Gruppe der sandgeprägten Habitate (38,5%), die jedoch durch einen nur geringen Anteil an EPT-Individuen charakterisiert waren (7,6%). Die anthropogenen Habitate wiesen 34,6% EPT-Taxa und 13,7% EPT-Individuen auf. Auf den beiden letzten Plätzen lagen die schlammgeprägten Habitate (31,4% der Taxa und 6,7% der Individuen) und die auenlehmgeprägten Habitate (25% der Taxa und 10,4% der Individuen).

Die Zusammensetzung des gesamten Makrozoobenthos in den Habitattypengruppen unterscheidet sich ebenfalls, allerdings fallen diese Unterschiede weniger deutlich ins Auge als die der zuvor genannten Parameter. In allen Habitattypengruppen dominierten die Ordnungen der *Crustacea* und *Diptera* deutlich (Abb. 13-58). Diese beiden Ordnungen stellten zwischen 50% (in den kies- und blockgeprägten Habitaten) und 66% (in den auenlehmgeprägten Habitaten) der gesamten Individuendichte, wobei in den Gruppen der sandgeprägten Habitate und der auenlehmgeprägten Habitate der Anteil der *Diptera* nahezu ebenso groß war wie der der *Crustacea*, während er in den übrigen drei Gruppen deutlich geringer ausfiel.

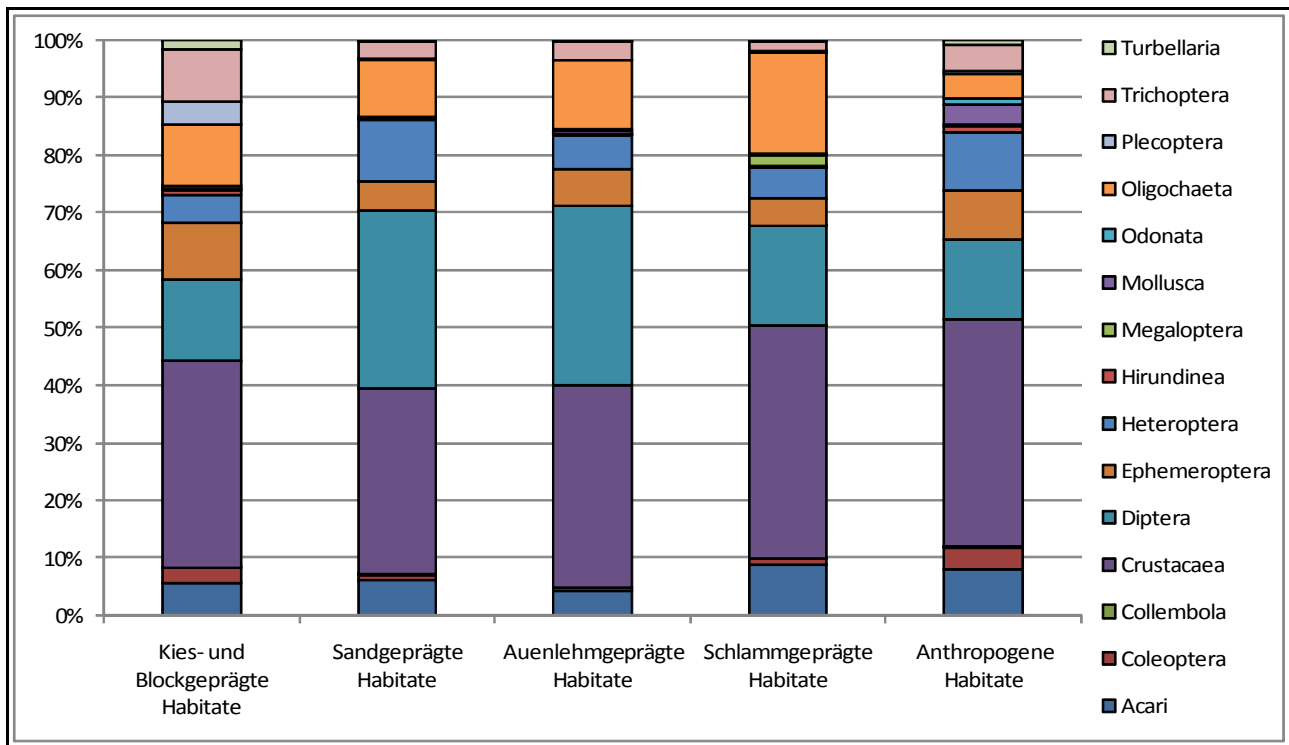


Abb. 13-58: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen (in % der Individuen/m²)

Größere Unterschiede zwischen den Habitattypengruppen traten in den weniger abundanzstarken Ordnungen auf. So wurden Wasserkäfer (*Coleoptera*) bevorzugt in den anthropogenen und kies- und blockgeprägten Habitaten vorgefunden, was auf eine Präferenz für gröbere Substrate schließen lässt, da die *Coleoptera* hinsichtlich der Parameter Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und dem Gehalt an organischem Material keine so deutliche Spezialisierung zeigten. Noch deutlicher spezialisiert waren die Ordnungen der Steinfliegen (*Plecoptera*) und der Schlammfliegen (*Megaloptera*). Während erstere ihren Verbreitungsschwerpunkt in den kies- und blockgeprägten Habitaten haben, wurden letztere schwerpunktmäßig in den schlammgeprägten Habitaten nachgewiesen. Libellen (*Odonata*) wurden überwiegend in den anthropogenen Habitaten vorgefunden, was jedoch vermutlich mit der Ufernähe dieser Habitats begründet werden kann. Weitere Ordnungen, die eine der Habitattypengruppen bevorzugten, sind die *Oligochaeta* (schlammgeprägte Habitate), die *Trichoptera* (kies- und blockgeprägte Habitate) und die *Mollusca* (anthropogene Habitate).

Wie bereits in den vorherigen Kapiteln soll nun auch für die Habitattypengruppen eine detaillierte Analyse der EPT-Fauna vorgenommen werden. Betrachtet man zunächst die Individuendichte der drei Ordnungen (Abb. 13-59), so fällt erneut die große Bedeutung der kies- und blockgeprägten Habitate für die EPT-Fauna und die starke Selektivität der *Plecoptera* auf.

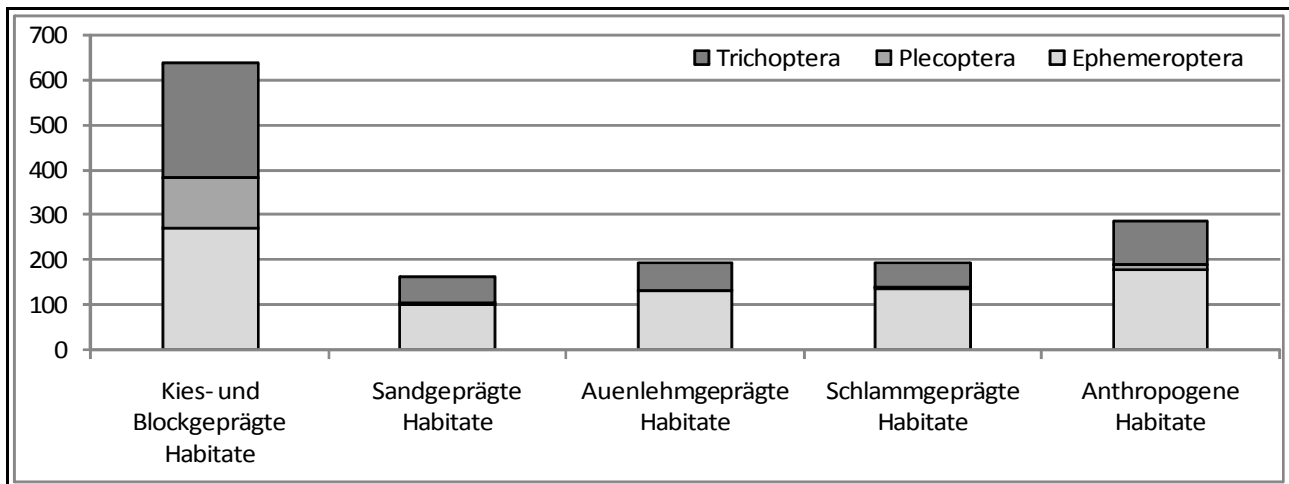


Abb. 13-59: Individuendichte der EPT-Fauna in den Habitattypengruppen (in Ind./m²)

Wählt man hingegen statt der Individuendichte die Taxazahl als Parameter aus, so zeigt die graphische Darstellung neben der Bedeutung der kies- und blockgeprägten Habitate auch das große Gewicht der anthropogenen Habitate (Abb. 13-60). Die auenlehmgeprägten Habitate können in der Synopse beider Darstellungen als die quantitativ am schlechtesten besiedelte Habitattypengruppe angesehen werden.

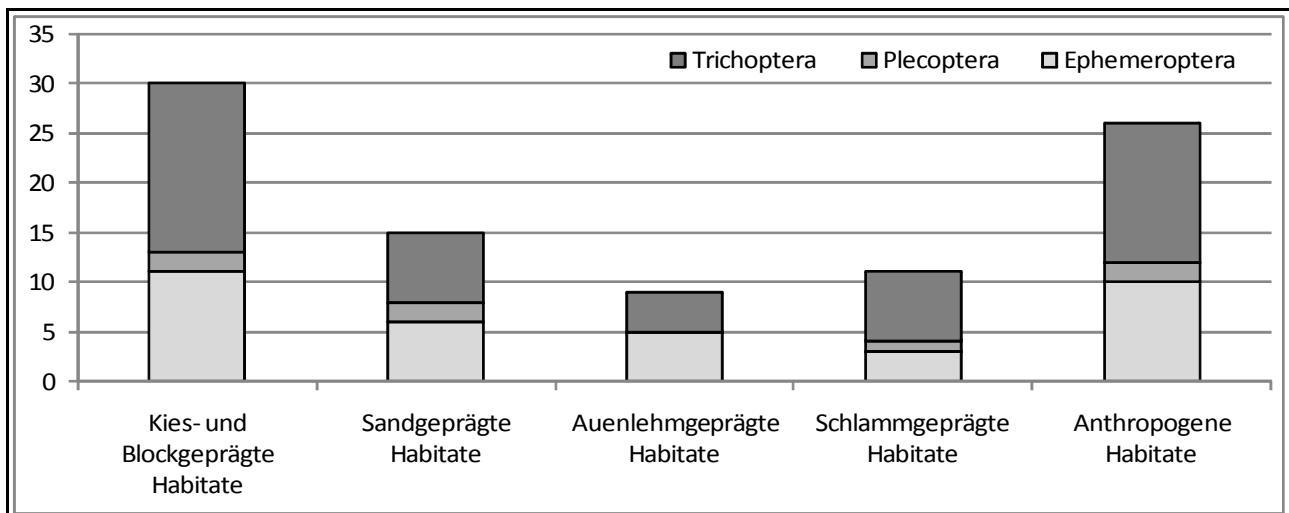


Abb. 13-60: Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Habitattypengruppen

Auch auf der Ebene der EPT-Familien gab es deutliche Unterschiede zwischen den Habitattypengruppen. So wiesen die Familien der *Psychomyidae*, *Polycentropodidae*, *Hydropsychidae*, *Brachycentridae* (alle *Trichoptera*), *Leuctridae* (*Plecoptera*) und der *Ephemerellidae* (*Ephemeroptera*) einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den kies- und blockgeprägten Habitaten auf (Abb. 13-61). In den sandgeprägten Habitattypen hingegen wurden für die Familien der *Ephemeridae* (*Ephemeroptera*) und der *Goeridae* (*Trichoptera*) größere Abundanzen als in den übrigen Habitattypengruppen registriert. Die *Limnephilidae* (*Trichoptera*) schließlich wiesen die größte Individuendichte in der Gruppe der schlammgeprägten Habitate auf. Die Familie der *Leptoceridae* (*Trichoptera*) wurde in allen Habitattypengruppe mit Ausnahme der kies- und blockgeprägten Habitate in ähnlich hohen Abundanzen vorgefunden und die Familie der *Baetidae* (*Ephemeroptera*) war in

allen Gruppen stark vertreten.

Insgesamt wies die Gruppe der kies- und blockgeprägten Habitats mit 17 Familien der EPT-Fauna die größte Vielfalt auf dieser Ebene auf, gefolgt von den anthropogenen Habitaten (15 Familien), den sandgeprägten Habitaten (12 Familien), den schlammgeprägten Habitaten (neun Familien) und den auenlehmgeprägten Habitaten (sieben Familien). Die Verteilung der Familien folgt demnach dem gleichen Muster wie die Anzahl der EPT-Taxa (siehe Abb. 13-60).

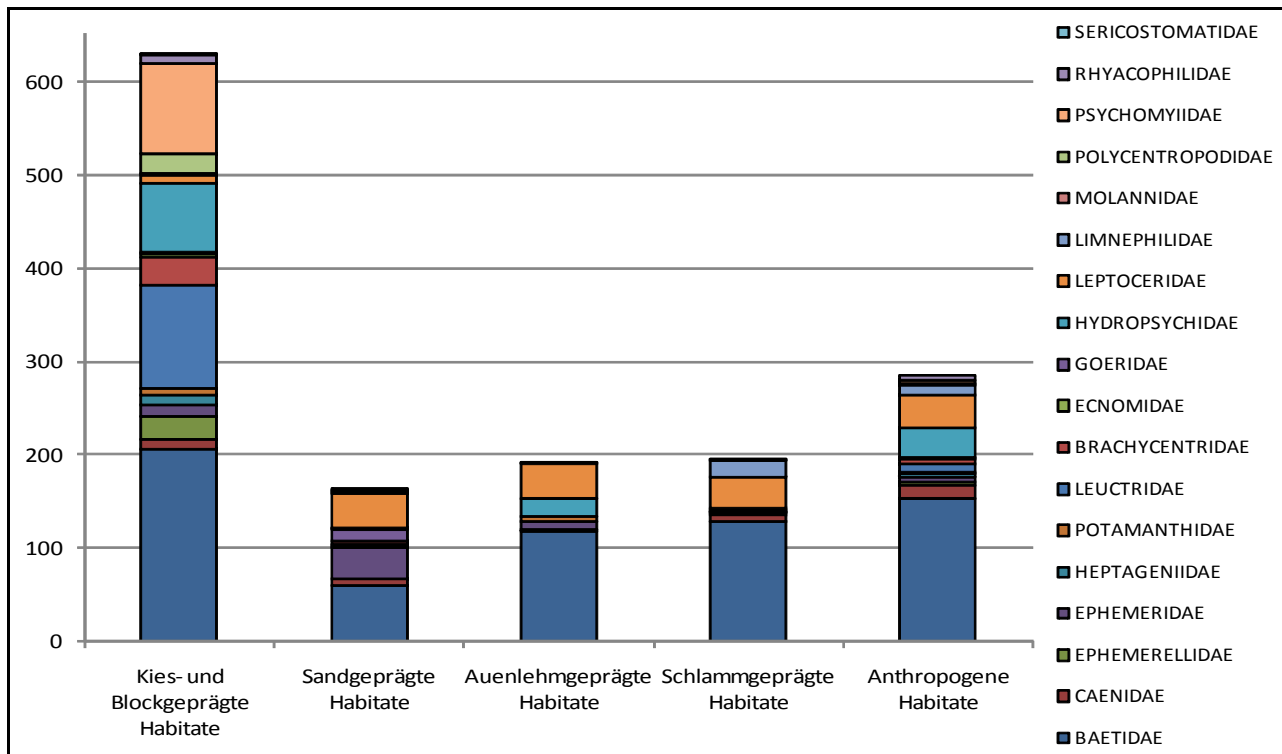


Abb. 13-61: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in Abhängigkeit der Habitattypengruppen (Individuendichte in Ind./m²)

Auf der Ebene der Arten zeigten sich weitere Unterschiede zwischen den Habitattypengruppen, welche zunächst für die Ordnung der Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) analysiert werden sollen (Abb. 13-62).

Baetis sp. war in allen Habitattypengruppen abundanzstark und stellte in allen Gruppen außer den sandgeprägten Habitaten mehr als 50% der Individuen. Das absolute Abundanzmaximum wies diese Gattung mit 204 Individuen/m² in der Gruppe der kies- und blockgeprägten Habitats auf, das relative Maximum (gemessen an der Gesamtindividuen-dichte aller Eintagsfliegenarten) in den schlammgeprägten Habitats (93%). Die weiteren Arten der Familie der *Baetidae* wichen von der Verteilung von *Baetis sp.* hingegen sehr deutlich ab. *Cloeon dipterum* wurde in den kies- und blockgeprägten Habitattypen kaum nachgewiesen, stellte jedoch in den anthropogenen Habitats 23,3% aller Eintagsfliegen-individuen und ersetzt dort *Baetis sp.* zumindest teilweise. *Proclotron bifidum* kam in den kies- und blockgeprägten Habitats gar nicht vor und konnte in den anthropogenen, den sandgeprägten und den auenlehmgeprägten Habitats nachgewiesen werden. In den sandgeprägten Habitattypen stellte diese Art immerhin 13,7% aller Eintagsfliegen-individuen.

In der Familie der *Caenidae* war *Caenis luctuosa/macrura* am stärksten vertreten. Ihren

Verbreitungsschwerpunkt hatte diese Art in den anthropogenen Habitattypen (13 Individuen/m²). Am schwächsten vertreten war sie in den auenlehmgeprägten Habitaten. Die weiteren Arten dieser Familie kamen in nur sehr geringen Abundanzen vor. *Caenis robusta* wurde ausschließlich in den kies- und blockgeprägten Habitaten vorgefunden und *Caenis beskidensis/pseudorivulorum* wurde in den kies- und blockgeprägten sowie den sandgeprägten Habitaten nachgewiesen.

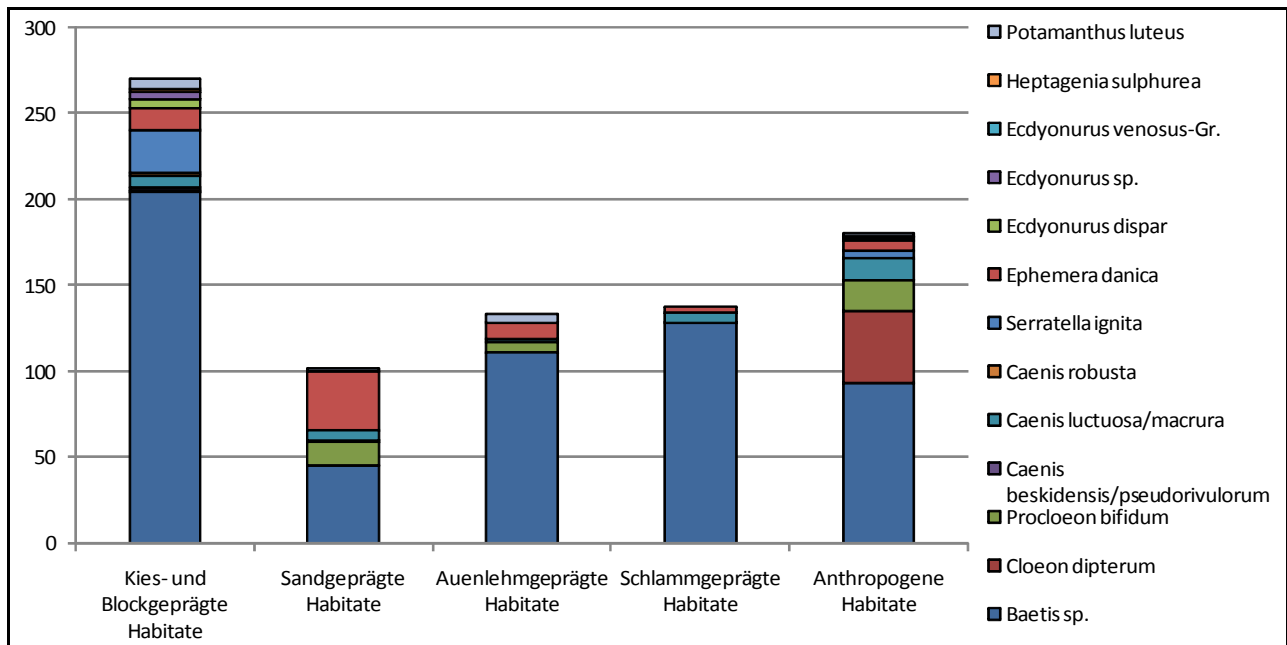


Abb. 13-62: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der Habitattypengruppen (Individuendichte in Ind./m²)

Serratella ignita aus der Familie der *Ephemerellidae* zeigte eine deutliche Präferenz für die kies- und blockgeprägten Habitats (25 Ind./m²) gegenüber den anthropogenen Habitats (4 Ind./m²). In den übrigen drei Gruppen kam diese Art gar nicht vor.

Ephemerella danica (*Ephemeridae*) hingegen wurde in allen Habitattypengruppen vorgefunden, wies jedoch einen klaren Verbreitungsschwerpunkt in den sandgeprägten Habitats auf, wo sie ein Drittel aller Individuen der Eintagsfliegen stellte.

Die Arten der Familie der *Heptageniidae* zeigten alle ein ähnliches Verbreitungsmuster. Sie kamen allesamt in nur geringer Abundanz vor und wurden in den Habitattypengruppen der sandgeprägten, auenlehmgeprägten und schlammgeprägten Habitats gar nicht nachgewiesen. Die Art *Ecdyonurus dispar* sowie die nicht näher bestimmbaren Exemplare der Gattung *Ecdyonurus* sp. hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den kiesgeprägten Habitats (5 und 4 Ind./m²) und wurden nur sehr selten in den anthropogenen Habitats vorgefunden (1 Ind./m²). Die *Ecdyonurus venosus* Gruppe wurde mit ähnlich geringer Abundanz in den anthropogenen Habitats nachgewiesen, fehlte aber vollständig in den kies- und blockgeprägten Habitats. *Heptagenia sulphurea* wiederum kam in geringer Dichte in den kies- und blockgeprägten Habitats vor, fehlte jedoch in den anthropogenen Habitats.

Potamanthus luteus schließlich kam in allen Gruppen außer den schlammgeprägten Habitats vor und weist ähnlich hohe Abundanzen in den kies- und blockgeprägten sowie den auenlehmgeprägten Habitats auf (6 und 5 Individuen/m²), während sie in den sandgeprägten und anthropogenen Habitats nur schwach vertreten ist.

Demnach wiesen alle Arten der Eintagsfliegen ein charakteristisches Verbreitungsmuster auf. Keine der Arten verhielt sich hinsichtlich der Habitattypengruppen indifferent, alle zeigten eindeutige Präferenzen für eine oder mehrere Gruppen.

Die Analyse der Steinfliegenfauna fällt aufgrund der geringeren Taxazahl deutlich einfacher aus. Beide Arten zeigten ein sehr ähnliches Verbreitungsmuster mit einem deutlichen Maximum in den kies- und blockgeprägten Habitaten und einem zweiten, deutlich kleineren Abundanzmaximum in den anthropogenen Habitaten (Abb. 13-63). Beide Arten wurden weiterhin in sehr geringer Individuendichte in den sandgeprägten Habitaten nachgewiesen. *Leuctra geniculata* kam darüber hinaus auch in den schlammgeprägten Habitaten vor und fehlte in den auenlehmgeprägten Habitaten, während *Leuctra nigra* in diesen beiden Habitattypengruppen gar nicht vorkam.

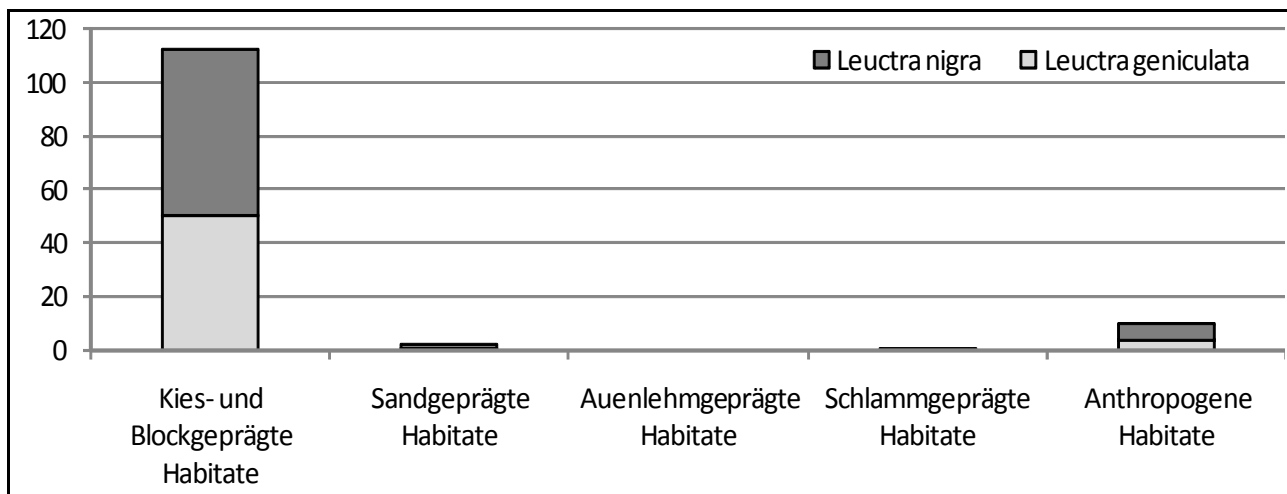


Abb. 13-63: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der Habitattypengruppen (Individuendichte in Individuen/m²)

Die Zusammensetzung der Köcherfliegenfauna, der dritten und letzten EPT-Ordnung, weist noch größere Unterschiede als die der Eintagsfliegenfauna auf (Abb. 13-64). Anders als bei den *Ephemeroptera* war kein Taxon in allen Habitattypengruppen mit hoher Individuendichte vertreten. *Mystacides azurea* füllte diese Rolle eines Generalisten am ehesten aus. Die Individuendichte dieser Art war in allen Habitattypengruppen außer den kies- und blockgeprägten Habitaten mit 28 bis 38 Ind./m² ähnlich groß, in den kies- und blockgeprägten Habitaten betrug sie hingegen nur 7 Ind./m².

Weitere Taxa, die in den meisten, wenn auch nicht in allen, Habitattypengruppen vorkamen, sind *Brachycentrus subnubilis*, *Hydropsyche siltalai* und *Sericostoma* sp. *Brachycentrus subnubilis* wurde in den auenlehmgeprägten Habitattypen nicht nachgewiesen, kam in den Gruppen der schlammgeprägten, der sandgeprägten und der anthropogenen Habitats in nur geringer Abundanz (5 Individuen/m² und weniger) vor und wies ein deutliches Maximum von 30 Ind./m² in der Gruppe der kies- und blockgeprägten Habitats auf.

Hydropsyche siltalai kam nicht in den schlammgeprägten und kaum in den sandgeprägten Habitats vor, war dafür jedoch in den übrigen drei Gruppen vergleichsweise abundanzstark. In den auenlehmgeprägten Habitats wurden im Mittel 14 Ind./m² nachgewiesen, in den anthropogenen Habitats 22 und in den kies- und blockgeprägten Habitattypen 47 Ind./m².

Sericostoma sp. wurde in allen Habitattypengruppen außer den anthropogenen Habitaten nachgewiesen, allerdings in sehr geringen Abundanzen von zwei oder weniger Ind./m².

Alle übrigen Taxa der Köcherfliegenfauna wurden in zwei oder mehr Habitattypengruppen überhaupt nicht vorgefunden und wiesen entweder sehr geringe Individuendichten oder eine starke Präferenz für einen Typ auf. Die größte Selektivität konnte für *Tinodes sp.* festgestellt werden. Diese Art kam in den kies- und blockgeprägten Habitaten in großer Abundanz vor (97 Ind./m²), wurde in den anthropogenen und den sandgeprägten Habitaten jedoch nur selten nachgewiesen (3 und 2 Ind./m²) und fehlte in den auenlehmgeprägten und den schlammgeprägten Habitaten vollständig. Weitere Taxa, die ihren Verbreitungsschwerpunkt eindeutig in den kies- und blockgeprägten Habitaten hatten und in anderen Habitattypengruppen nicht oder kaum vorkamen, sind *Polycentropus flavomaculatus* (21 Individuen/m², in den anthropogenen Habitaten 2 Ind./m²), *Hydropsyche contubernalis* (16 Ind./m², in den anthropogenen Habitaten 6 Ind./m²) und *Rhyacophila nubila* (10 Ind./m², in den anthropogenen Habitaten 5 Ind./m²).

Halesus sp. hingegen wies die größte Abundanz (13 Ind./m²) in den schlammgeprägten Habitaten auf und *Silo pallipes* präferierte deutlich die sandgeprägten Habitate (13 Ind./m²).

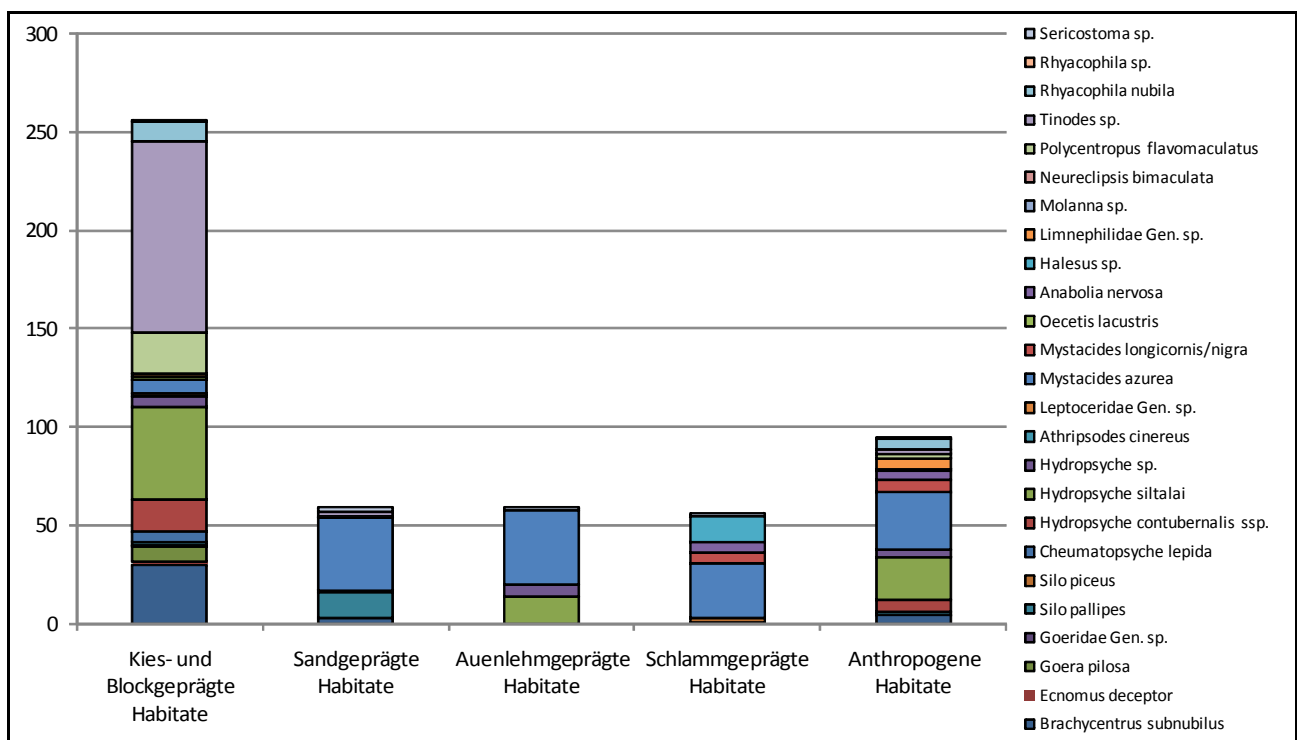


Abb. 13-64: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in Abhängigkeit der Habitattypengruppen (Individuendichte in Ind./m²)

Die fünf Habitattypengruppen wurden, wie gezeigt werden konnte, von den Arten der EPT-Fauna sehr unterschiedlich besiedelt, was die Gruppierung der Habitattypen in dieser Form untermauert.

In den bisherigen Ausführungen zu dem Vorkommen der Taxa des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen wurden lediglich die Taxazahlen sowie die Individuendichte berücksichtigt. Auch, wenn sich auf diesem Weg viele Informationen zusammentragen ließen, so fehlt noch die Betrachtungsebene der Stetigkeit des Vorkommens einzelner Taxa,

um die mittlere Individuendichte besser bewerten zu können.

Betrachtet man zunächst das reine Vorkommen der einzelnen Taxa in den Proben der fünf Habitattypengruppen (mittlere Individuenzahl pro Probe größer null), so zeigt sich, dass 18 Taxa (15,3%) in allen Gruppen nachgewiesen wurden (Abb. 13-65). Weitere neun Taxa (7,6%) wurden in vier der fünf Gruppen und 19 Taxa (16,1%) in drei der fünf Gruppen vorgefunden. Der größte Teil der Taxa (25,4% - 30 Taxa) kam hingegen in nur einer Habitattypengruppe vor und ein fast ebenso großer Anteil von 23,7% (28 Taxa) wurde in nur zwei Gruppen nachgewiesen. 14 Taxa (11,9%) wurden so selten vorgefunden, dass sie im Mittel aller Proben der einzelnen Habitattypengruppen nicht ins Gewicht fallen.

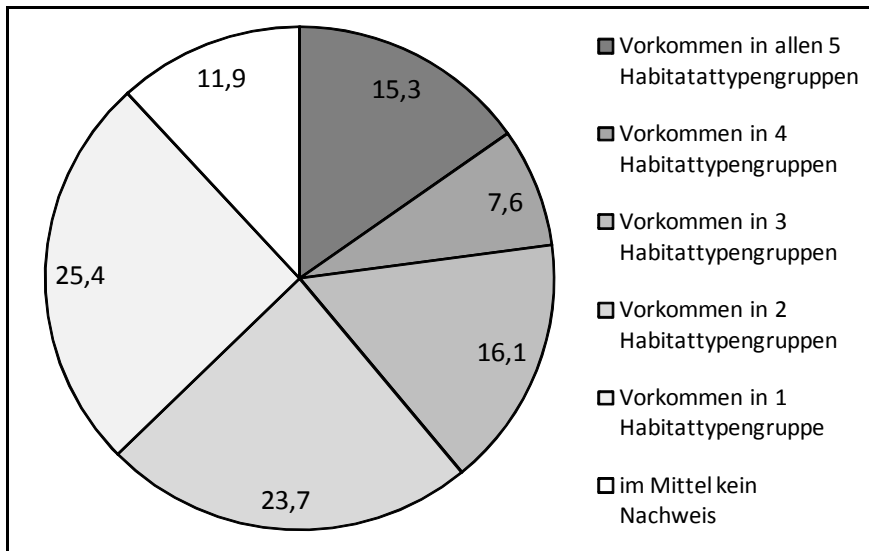


Abb. 13-65: Nachweis des Vorkommens der Taxa des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen (in % aller Taxa)

Da der reine Nachweis eines Taxons nur wenig darüber aussagt, ob dieses Taxon in allen Proben der betreffenden Habitattypengruppe oder nur in wenigen Proben dieser Gruppe vorkommt, wird im nächsten Schritt die Stetigkeit des Vorkommens untersucht. Hierbei werden nur solche Taxa berücksichtigt, die im Mittel eine Individuendichte von 0,5 Ind./Probe in einer Habitattypengruppe aufweisen, also rein statistisch in jeder zweiten Probe der Gruppe mit mindestens einem Individuum vorkommen oder, wenn sie in weniger Proben vertreten sind, entsprechend höhere Individuendichten aufweisen. Auf diese Weise werden Einzel- und Zufallsfunde herausgerechnet und es ergibt sich ein realistischeres Bild der Verteilung des Makrozoobenthos.

58,5% aller Taxa erfüllten dieses Stetigkeitskriterium nicht und konnten daher keiner der Habitattypengruppen zugeordnet werden (Abb. 13-66). Diese 69 Taxa wurden in nur wenigen Proben und in geringer Abundanz vorgefunden. Sie sind für die Biodiversität von großer Bedeutung, prägen jedoch nicht die Charakteristik des Untersuchungsgebietes.

21,2% aller Taxa wurden in nur einer der Habitattypengruppen in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen. Diese 25 Taxa können hinsichtlich ihrer Habitatwahl als Spezialisten angesehen werden. 12 dieser Taxa kamen ausschließlich in den kies- und blockgeprägten Habitaten in ausreichender Stetigkeit vor, sieben Taxa in den anthropogenen Habitaten, drei Taxa (*Sialis lutaria* & *Sialis sp. (morio)* – beide *Megaloptera*, sowie *Halesus sp. – Trichoptera*) waren auf schlammgeprägte Habitate spezialisiert, zwei Taxa (je ein Taxon der

Chironomidae und der *Trichoptera*) auf auenlehmgeprägte Habitats und ein Taxon (*Silo pallipes* – *Trichoptera*) kam nur in den sandgeprägten Habitats in ausreichender Stetigkeit vor.

7,6% aller Taxa wurden in zwei der fünf Habitattypengruppen nachgewiesen. Fünf dieser neun Taxa kamen in den kies- und blockgeprägten sowie den anthropogenen Habitats vor. Dies sind *Gammarus pulex* (*Crustacea* - *Amphipoda*), *Simulium* sp. (*Diptera*), *Aphe-locheirus aestivalis* (*Heteroptera*), *Erpobdella octoculata* (*Hirundinea*) und *Dugesia lugubris* (*Turbellaria*). Gemeinsam mit den 12 Taxa, die ausschließlich in den kies- und blockgeprägten Habitats nachgewiesen wurden sowie den sieben Taxa, welche nur in den anthropogenen Habitats in ausreichender Stetigkeit vorkamen, können somit 24 Taxa (20,3% aller Taxa) als Spezialisten für grobe Substrate angesehen werden. Die übrigen vier Taxa zeigten kein einheitliches Bild und kamen in verschiedenen Kombinationen der Habitattypengruppen vor – nur nicht in den kies- und blockgeprägten Habitats. Die Gründe für die Spezialisierung dieser Taxa liegen vermutlich nur teilweise in der Substratbeschaffenheit. Auch die Strömungsgeschwindigkeit und der Anteil an organischem Material dürften hier von Bedeutung sein.

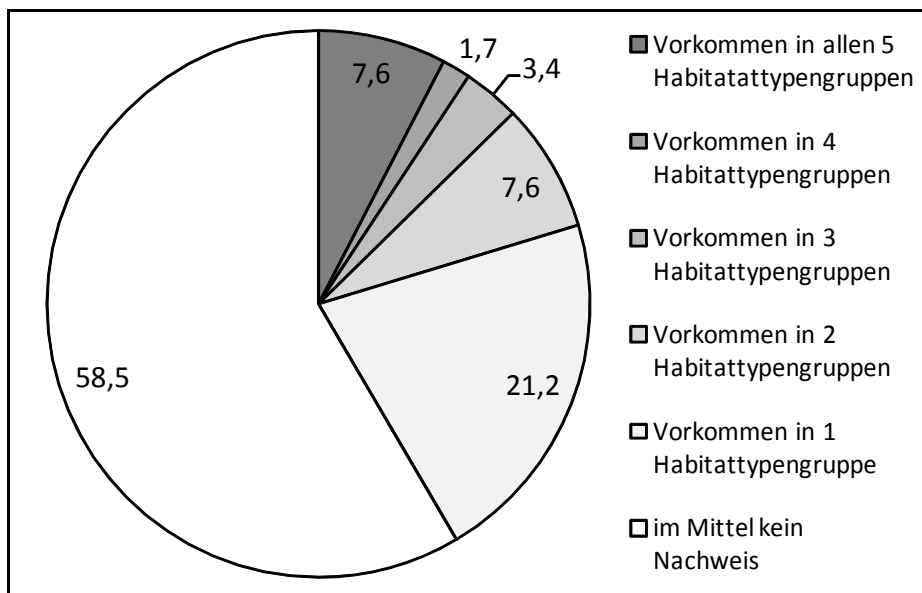


Abb. 13-66: Stetigkeit des Vorkommens der Taxa des Makrozoobenthos' in den Habitattypengruppen (in % aller Taxa)

3,4% aller Taxa konnten in drei der fünf Habitattypengruppen in ausreichender Stetigkeit nachgewiesen werden. zwei der vier Taxa (*Asellus aquaticus* und eine Spezies der *Chironomidae*) kamen in den auenlehmgeprägten, den schlammgeprägten und den anthropogenen Habitats vor, wobei jedoch *Asellus aquaticus* die größte Abundanz in den auenlehmgeprägten Bereichen vorwies und die *Chironomidae* in den schlammgeprägten Habitats. Eine weitere Art (*Ephemera danica*) kam in den kies- und blockgeprägten, den sandgeprägten und den auenlehmgeprägten Habitats vor, hatte als grabende Art ihr Abundanzmaximum jedoch erwartungsgemäß in den sandgeprägten Bereichen. Die letzte Art (*Hydropsyche siltalai*) kam in den kies- und blockgeprägten, den auenlehmgeprägten und den anthropogenen Habitats in ausreichender Stetigkeit vor, mit einer Präferenz für die kies- und blockgeprägte Bereiche.

1,7% aller Taxa wurden in vier der fünf Habitattypengruppen nachgewiesen. *Oulimnius* sp.

Adult wies die größte Abundanz in den kies- und blockgeprägten Habitaten auf und kam in den auenlehmgeprägten Bereichen nicht in ausreichender Stetigkeit vor. *Mystacides azureus* hingegen zeigte gerade in den auenlehmgeprägten Habitaten die größte Abundanz und kam in den kies- und blockgeprägten Habitaten nicht in ausreichender Stetigkeit vor.

7,6% aller Taxa wurden in allen Habitattypengruppen stetig nachgewiesen. Allerdings wiesen auch diese neun Taxa mehr oder weniger deutliche Präferenzen für einzelne Habitattypengruppen auf. Die gleichmäßigste Verteilung (und damit die geringste Standardabweichung) zeigte *Gammarus roeseli* mit Individuendichten zwischen 514 und 944 Individuen/m². Das Maximum lag in der Gruppe der schlammgeprägten Habitate, das Minimum in den auenlehmgeprägten Habitaten. Die größte Standardabweichung wiesen die Kleinkrebse der Gattung *Daphnia* auf. Die maximale Individuendichte liegt bei 166 Individuen/m² (wiederum in den schlammgeprägten Habitaten), und das Minimum konnte mit 9 Individuen/m² in den kies- und blockgeprägten Habitattypen verzeichnet werden. Zwischen diesen beiden Extremen lagen die übrigen sieben Taxa - davon drei *Chironomidae*-Taxa, die Schlammröhrenwürmer der *Tubificidae Gen. sp.*, die Eintagsfliegengattung *Baetis sp.*, die Wasserwanzen der *Corixidae Gen. sp.* sowie die Wassermilben *Hydrocarina sp.* Alle der genannten Taxa außer *Gammarus roeseli* konnten nicht bis auf das Artniveau bestimmt werden, stellen also Sammelbezeichnungen für möglicherweise mehrere Arten dar. Daher kann vermutet werden, dass bei einer höheren taxonomischen Auflösung die Zahl der Taxa, die in allen Habitattypengruppen vorkommt, deutlich reduziert werden müsste.

Dies verdeutlicht nochmals die hohe Spezialisierung der Taxa des Makrozoobenthos' auf der Ebene der Habitate. Die Bedeutung der Habitattypen für die Besiedelung durch die aquatischen Wirbellosen ist demnach deutlich größer als die Bedeutung anderer Parameter wie der Wassertiefe oder der Strömungsgeschwindigkeit.

Makrophytendominierte Habitate

Während der Probennahme im Gelände und der Erstellung der Taxalisten wurde deutlich, dass die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in Proben mit einer starken Makrophytenkomponente deutlich von denen ohne eine solche Komponente abweicht. Besonders jene Proben aus Bereichen mit Makrophytenbesatz und hoher Strömungsgeschwindigkeit waren durch eine überdurchschnittlich hohe Individuendichte von *Simulium sp. (Diptera)* charakterisiert. Aus diesem Grund wurden die Habitate mit Makrophytendominanz für eine weitere Analyse als eigenständige Habitattypengruppen ausgewiesen. Hierfür wurden die Proben aller Habitattypen, die durch Makrophyten charakterisiert sind, aus den fünf ursprünglichen Habitattypengruppen entfernt und in die beiden zusätzlichen Gruppen „Makrophyten & hohe Strömungsgeschwindigkeit“ und „Makrophyten & geringe Strömungsgeschwindigkeit“ überführt. Auf diese Weise wurden die Taxalisten von 23 Proben verschoben, was die Ergebnisse aller Habitattypengruppen wie folgt verändert hat:

Die kies- und blockgeprägten Habitate weisen nach wie vor die meisten Taxa auf, allerdings geringfügig weniger als zuvor (83 im Vergleich zu 85). Die anthropogenen Habitate folgen wiederum auf dem zweiten Platz, die Taxazahl ist jedoch durch das Herausrechnen der Makrophyten von 81 auf 67 gesunken, das heißt, dass rund 17% der Taxa in dieser Habitattypengruppe an Makrophyten gebunden sind. Die sandgeprägten Habitate haben deutlich weniger Taxa eingebüßt (von 69 auf 64), allerdings wurden Makrophyten in den sandigen Bereichen auch nur selten vorgefunden, die Zahl der herausgerechneten Proben ist also verhältnismäßig klein. Ähnliches gilt für die auenlehmgeprägten und die schlammgeprägten Habitate, deren Taxazahlen sich von 41 und 43 auf 38 und 40 verringert haben.

Die zusätzliche Habitattypengruppe der „Makrophyten mit hoher Strömungsgeschwindigkeit“ weist (mit insgesamt sechs Proben) 35 Taxa auf und die Gruppe der „Makrophyten mit geringer Strömungsgeschwindigkeit“ enthält 59 Taxa (bei 17 Proben). Dies entspricht 16,3 Taxa pro Probe für die erstgenannte Gruppe und 15,2 Taxa/Probe für die letztere Gruppe. Diese Werte liegen gleich auf mit dem Wert für die kies- und blockgeprägten Habitate (15,9) und deutlich oberhalb jener der übrigen Habitattypengruppen (7,5 bis 12,7). Die makrophytengeprägten Habitattypen können demnach als besonders artenreich eingestuft werden.

Betrachtet man die Individuendichte, so zeigen sich ebenfalls Unterschiede. In den vier Habitattypengruppen der kies- und blockgeprägten Habitate, der sandgeprägten Habitate, der auenlehmgeprägten Habitate und der anthropogenen Habitate hat sich durch das Herauslösen der Makrophyten die Individuendichte verringert. Die Abnahme bewegt sich dabei zwischen -1,2 und -9,2% (Tab. 13-19). Von den fünf bisherigen Habitattypengruppen verzeichnet lediglich die Gruppe der schlammgeprägten Habitate einen leichten Anstieg der Individuendichte um 1,2%.

Tab. 13-19: Veränderung der Individuendichte durch Herauslösung der makrophytengeprägten Proben

Individuen/m ²	Kies- und Blockgeprägte Habitate	Sandgeprägte Habitate	Auenlehmgeprägte Habitate	Schlammgeprägte Habitate	Anthropogene Habitate
Habitattypen mit Makrophyten	2.832	2.131	1.940	2.869	2.104
Habitattypen ohne Makrophyten	2.635	2.107	1.834	2.903	1.911
Veränderung in %	-6,96	-1,17	-5,46	+1,19	-9,17

Die beiden zusätzlichen Habitattypengruppen der Makrophyten in geringer und in hoher Strömungsgeschwindigkeit weisen hingegen überdurchschnittlich hohe Individuendichten auf. Vor allem die Bereiche, die durch eine hohe Strömungsgeschwindigkeit gekennzeichnet sind, erreichen mit 4.141 Individuen/m² einen Wert, der das 1,7fache des Durchschnitts aller übrigen Gruppen beträgt (Abb. 13-67).

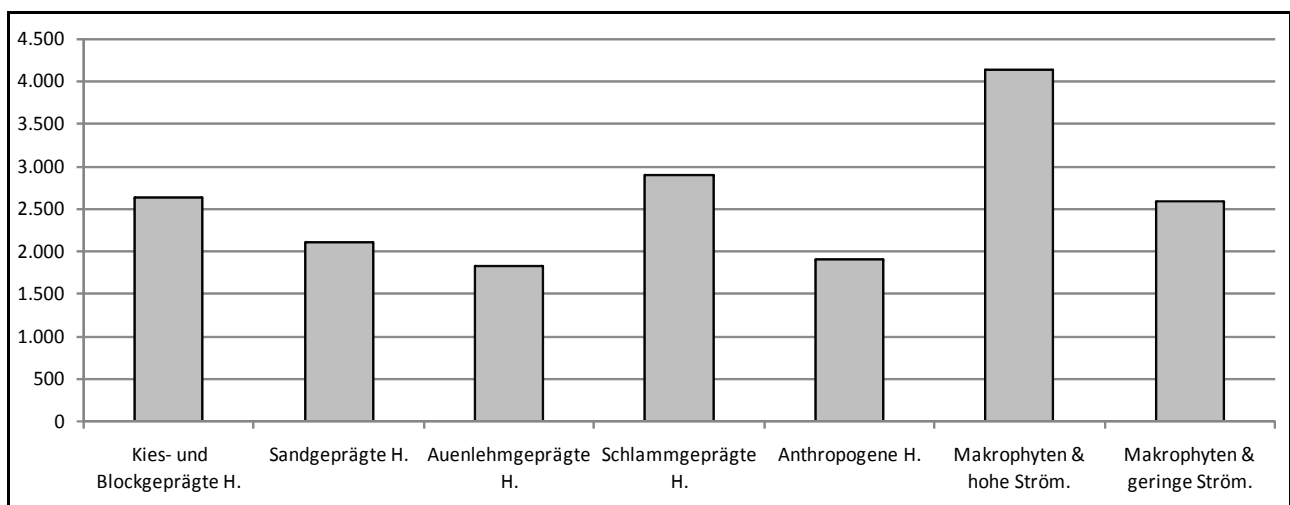


Abb. 13-67: Individuendichte der Habitattypengruppen inklusive gesonderter Makrophytengruppen (in Ind./m²)

Somit sind die makrophytengeprägten Habitate nicht nur artenreicher als die übrigen Habitattypengruppen, sondern weisen darüber hinaus auch eine überdurchschnittliche Besiedlungsdichte auf. Makrophyten im Gewässer können gewissermaßen als Hotspots der aquatischen Wirbellosenfauna angesehen werden.

Hinsichtlich des relativen Anteils der EPT-Fauna ist hingegen kein charakteristischer Unterschied zwischen den etablierten und den zusätzlichen Habitattypengruppen festzustellen. Die Werte für die Anteile an EPT-Individuen und EPT-Taxa sind in etwa mit denen für die kies- und blockgeprägten Habitate vergleichbar, gehören also zu den wertvolleren Strukturen im Gewässer (Abb. 13-68).

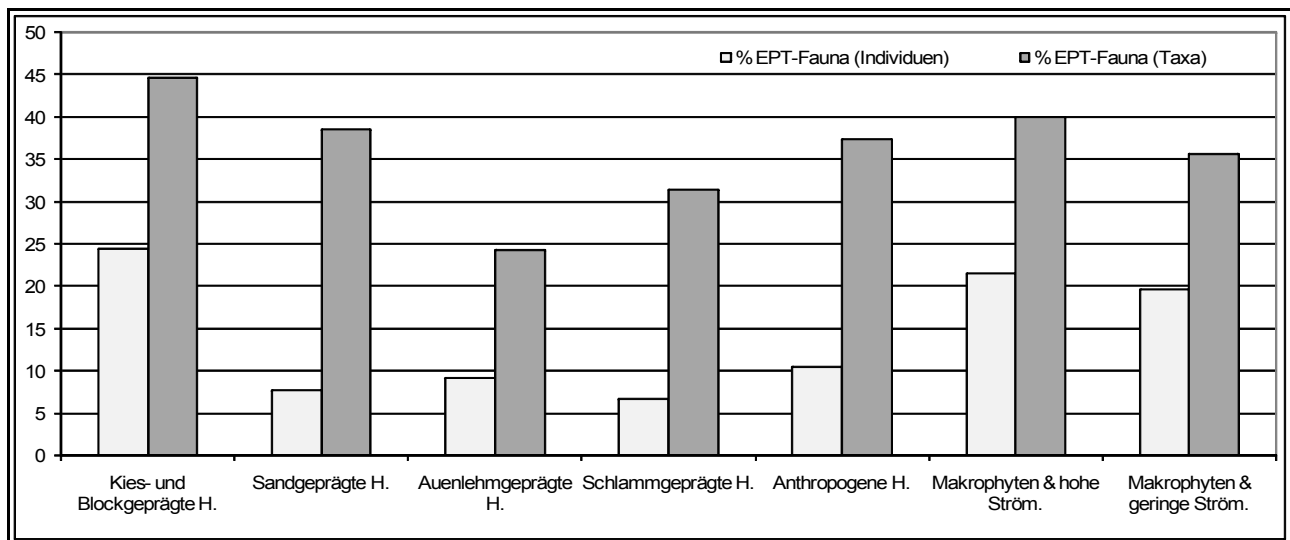


Abb. 13-68: Anteil der EPT-Fauna an der Gesamtindividuumdichte und der Gesamttaxazahl für die Habitattypengruppen inklusive gesonderter Makrophytengruppen (in %)

Die Zusammensetzung des gesamten Makrozoobenthos' zeigt hingegen einige sehr deutliche Unterschiede. Auffällig ist vor allem der sehr hohe Anteil der Ordnung der *Diptera* in der Habitattypengruppe der „Makrophyten & hohe Strömungsgeschwindigkeit“ (Abb. 13-69). Verursacht wird diese Dominanz durch die Kriebelmücke *Simulium sp.* die in dieser Habitattypengruppe eine mittlere Individuumdichte von 2.355 Individuen/m² (rund 57% der Gesamtindividuumdichte) aufweist. Die Gruppe der „Makrophyten & hohe Strömungsgeschwindigkeit“ ist darüber hinaus durch die geringsten Anteile an *Oligochaeta*, *Heteroptera* und *Acar* gekennzeichnet. Der Anteil der *Trichoptera* ist hingegen höher als in den übrigen Habitattypengruppen. Die abundanzstärksten Taxa sind hier *Hydropsyche siltalai* (179 Ind./m²), *Tinodes sp.* (85 Ind./m²), *Brachycentrus subnubilis* (59 Ind./m²), *Polycentropus flavomaculatus* (43 Ind./m²) und *Rhyacophila dorsalis/nubila* (43 Ind./m²), die allesamt besonders strömungsliebend sind. Vor allem *Rhyacophila dorsalis/nubila* erscheint hier erwähnenswert, da diese Art nur auf Makrophyten in schnell strömenden Bereichen in höherer Dichte vorgefunden wurde.

Die Habitattypengruppe der „Makrophyten & geringe Strömungsgeschwindigkeit“ ähnelt in ihrer Zusammensetzung stärker den bisherigen Gruppen, weist jedoch auch Unterschiede zu diesen auf. So ist der Anteil der Ordnungen der *Crustacea* und der *Diptera* in dieser Gruppe geringer als in allen anderen Gruppen. Stark vertreten sind hingegen die *Epheme-*

roptera, *Heteroptera*, *Oligochaeta* und *Trichoptera*. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' erscheint für diese Gruppe ähnlich ausgeglichen wie für die kies- und blockgeprägten Habitate. Die Abundanzen der Ordnungen der *Hirundinea*, *Megaloptera* und *Mollusca* sind hingegen mit denen der Gruppe der anthropogenen Habitate zu vergleichen. Besonders hervorzuheben ist das Vorkommen der *Plecoptera*, die als strömungsliebende Ordnung trotz der ausgewiesenen schwachen Strömung in der Habitattypengruppe der „Makrophyten & geringe Strömungsgeschwindigkeit“ immerhin die dritt höchste Abundanz aller Habitattypengruppen aufweisen. Und schließlich sind die *Odonata* zu nennen, die in dieser Habitattypengruppe die größte Abundanz überhaupt aufweisen. Die Libellen nutzen die strömungsberuhigten und makrophytenreichen Bereiche am Ufer des Gewässers und in den Seitenarmen bevorzugt zur Eiablage, was die Konzentration der Larven auf diese Habitattypengruppe erklärt.

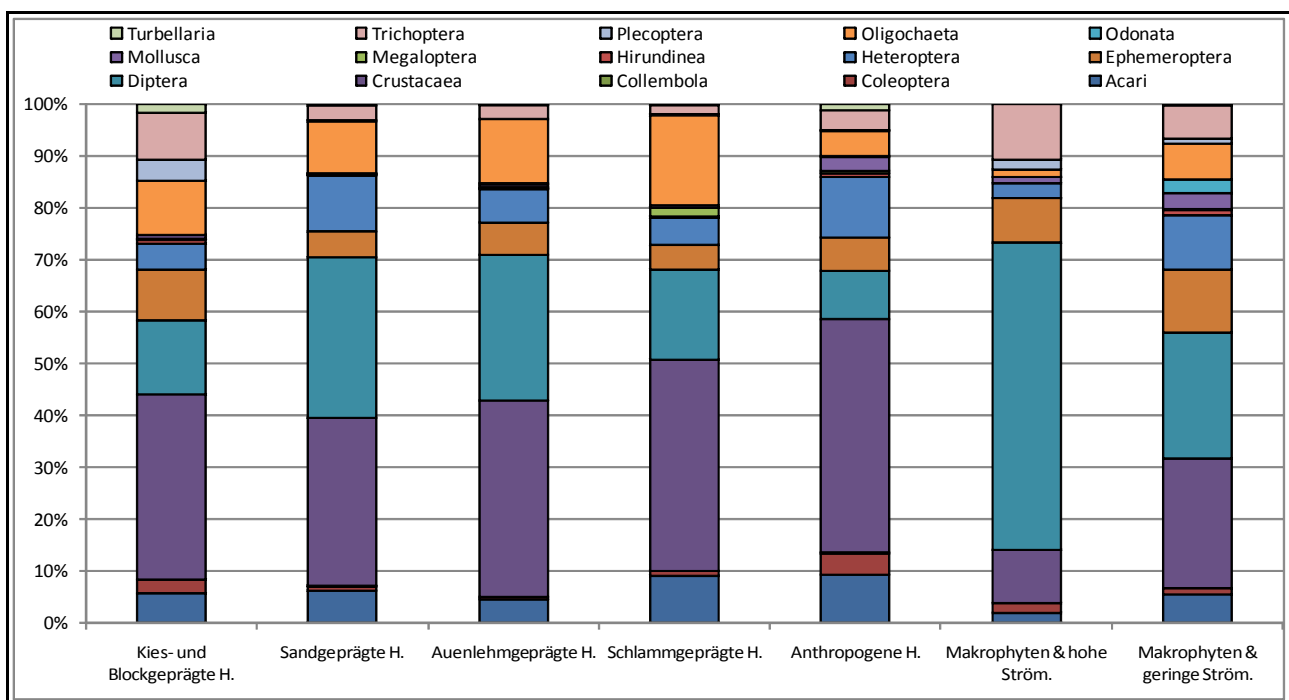


Abb. 13-69: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' für die Habitattypengruppen inklusive gesonderter Makrophytengruppen (in % der Individuendichte)

Wie gezeigt werden konnte, weist die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' sowohl auf Ebene der Habitate als auch auf Ebene der Habitattypengruppen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Typen auf. Dieser funktionelle Zusammenhang wird u.a. auch von RABENI ET AL. (2002: 782) bestätigt, die jedoch eine noch stärkere Korrelation zwischen dem Makrozoobenthos und den sogenannten gewässermorphologischen Einheiten (channel units) nachweisen konnten, einer Strukturart, die zwischen den hier untersuchten Habitaten und den Untersuchungsabschnitten einzuordnen sind.

13.3.7 Analyse der Spezialisierung des Makrozoobenthos

In den bisherigen Teilkapiteln zur Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung wurde aus der Stetigkeit des Vorkommens einzelner Taxa auch auf die Spezialisierung dieser Taxa hinsichtlich der verschiedenen Parameter geschlossen. Darüber hinaus beinhaltet die autökologische Betrachtung der Habitatpräferenzen (Kapitel 13.2.1) aus der Literatur zusammengetragene Informationen über die Spezialisierung der einzelnen Taxa hinsichtlich der Habitatwahl.

Diese Einzeleinschätzungen des Grades der Spezialisierung sollen im Folgenden zu einem untersuchungsgebietsspezifischen Spezialisierungsindex zusammengefasst werden.

Dabei werden die folgenden sechs Parameter berücksichtigt:

- die autökologische Habitatpräferenz;
- die Wassertiefe;
- die Strömungsgeschwindigkeit;
- die mineralischen Substraten;
- die organischen Substraten;
- die Habitattypen.

Für jeden der sechs Parameter wurde für jedes Taxon ein Indexwert zwischen 5,0 (stark stenopotent = stark spezialisiert) und 1,0 (stark eurypotent = stark generalistisch) ermittelt. Zugrunde gelegt wurde hierfür bei den selbst erfassten Parametern die Analyse der Stetigkeit der Taxa. Dies bedeutet, dass ein Taxon, welches für einen bestimmten Parameter in allen Ausprägungen dieses Parameters (z.B. in allen Strömungsklassen) stetig nachgewiesen wurde, für diesen Parameter den Indexwert 1,0 zugewiesen bekommt. Ein Taxon, welches in nur einer Parameterausprägung stetig nachgewiesen wurde, erhält hingegen den Indexwert 5,0. Zwischen diesen beiden Skalenenden wurden die übrigen möglichen Parameterausprägungen gleichmäßig verteilt. Für das Beispiel der Strömungsklassen ergibt sich beispielsweise folgende Indexableitung:

- stetiges Vorkommen in allen vier Strömungsklassen: Indexwert 1,0 (stark eurypotent);
- stetiges Vorkommen in drei der vier Strömungsklassen: Indexwert 2,25;
- stetiges Vorkommen in zwei der vier Strömungsklassen: Indexwert 3,75;
- stetiges Vorkommen in nur einer Strömungsklasse: Indexwert 5,0 (stark stenopotent).

Für Parameter mit mehr Merkmalsausprägungen (z.B. die 32 Habitattypen) ergibt sich eine entsprechend feiner abgestufte Indexbewertung.

Für den autökologischen Parameter der Habitatpräferenz wurde ebenso verfahren, nur dass die Daten hier nicht selbst erhoben, sondern aus der PERLODES/ASTERICS Daten-

bank entnommen wurden. In je mehr Habitaten ein Taxon laut Literaturbefunden vorkommen soll, desto niedriger fällt auch der Indexwert aus.

Taxa, für die in einem Parameter keine Information über die Spezialisierung vorlagen, wurden auch für diesen Parameter nicht berücksichtigt.

In Tab. 13-20 ist sowohl die Anzahl der bewerteten Taxa pro Parameter als auch der mittlere Indexwert aller bewerteten Taxa für jeden Parameter angegeben. Hierbei zeigt sich zum einen, dass die sehr eng umgrenzten Parameter der Wassertiefe, Strömung und Substrate bei nur wenigen Taxa zu einer deutlichen Festlegung auf bestimmte Parameterausprägungen führen, während eine Mehrzahl der Taxa für den Parameter der Habitate, welcher eine Integration der vorgenannten Parameter darstellt, ein deutlicher zu interpretierendes Verhalten aufweist. Zum anderen zeigt sich, dass der mittlere Indexwert für den Parameter der Habitate mit 4,04 am größten ist, das Makrozoobenthos also hinsichtlich der Habitatwahl eine deutlich Spezialisierung aufweist, während sich die bewerteten Taxa hinsichtlich der Wassertiefe eher eurypotent zeigen, also keine klare Spezialisierung auf einzelne Wassertiefenbereiche aufweisen.

Tab. 13-20: Mittlere Indexwerte der Parameter des Spezialisierungsindex'

	Autökologie-Habitat	Wassertiefe	Strömung	Substrat-mineral	Substrat-organisch	Habitate
Anzahl gewertete Taxa	74	43	50	48	48	75
mittlerer Indexwert	3,93	2,86	3,29	2,94	3,08	4,04

Die Indexwerte aller sechs Parameter wurden in einem letzten Schritt für jedes Taxon gemittelt, um den Gesamtindexwert (wiederum zwischen 5,0 und 1,0) zu berechnen, welcher den Grad der Spezialisierung dieses Taxons hinsichtlich der Habitat-, Substrat-, Wassertiefen- und Strömungswahl widerspiegelt.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieses Schrittes ist im linken Teil der Abb. 13-70 angegeben.

Wie zu erkennen ist, können mehr als 50% aller Taxa als stenopotent bezeichnet werden. 26,3% sind stark stenopotent, d.h. sie weisen einen Indexwert von 4,5 bis 5,0 auf. 17,8% aller Taxa sind mäßig stenopotent (Indexwerte 4,0-4,5) und weitere 10,2% können als schwach spezialisiert bezeichnet werden (Indexwerte 3,5-4,0).

14,4% aller Taxa verhalten sich weder stenopotent noch eurypotent, wobei 11% eher in Richtung einer Spezialisierung tendieren (Indexwerte 3,0-3,5) und 3,4% eher in Richtung eurypotent tendieren.

Der Anteil der Taxa, der als Generalisten bezeichnet werden kann, ist mit 12,7% deutlich geringer. Lediglich 2,5% sind streng eurypotent (Indexwerte 1,0-1,5), 6,8% wurden als mäßig eurypotent klassifiziert (Indexwerte 1,5-2,0) und 3,4% aller Taxa sind zumindest schwach eurypotent.

Für 18,6% aller Taxa konnten in keinem einzigen Parameter Bewertungen vorgenommen werden.

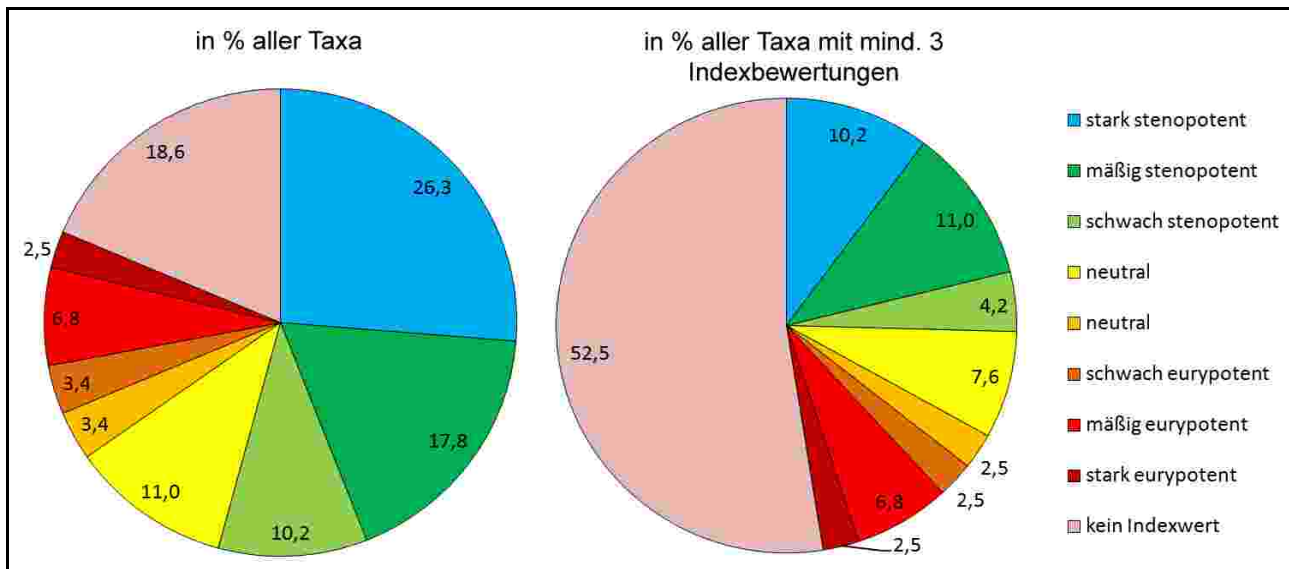


Abb. 13-70: Übersicht über die Spezialisierung aller Taxa (links) und aller Taxa mit mindestens drei Indexbewertungen (rechts) (in %)

Diese Betrachtung berücksichtigt aber noch nicht, durch wieviele Einzelindexbewertungen der Mittelwert zustande gekommen ist. So ist es möglich, dass Taxa, die nur in einem der sechs Parameter bewertet wurden, die Darstellung verzerren.

Daher wurde eine weitere Zusammenfassung der Indexergebnisse erstellt, allerdings wurden nur jene Taxa berücksichtigt, für die in mindestens drei der sechs Parameter eine Bewertung vorliegt. 52,5% aller Taxa erfüllen dieses Kriterium nicht und wurden somit nicht gewertet (Abb. 13-70, rechter Teil). Die Mehrzahl der verbleibenden 47,5% kann wiederum dem stenopotenten Spektrum zugeordnet werden. 10,2% aller Taxa wurden als streng stenopotent klassifiziert. 11,0% gelten als mäßig stenopotent und 4,2% als schwach stenopotent.

10,1% aller Taxa wurden als neutral eingestuft, wobei wiederum der größere Teil (7,6%) in Richtung Stenopotenz tendiert.

Der Anteil der eurypotenten Taxa ist wie bereits zuvor gering. 2,5% aller Taxa sind stark eurypotent, 6,8% wurden als mäßig eurypotent eingestuft und weitere 2,5% können als schwach eurypotent gelten.

Nach dieser Zusammenfassung der Ergebnisse des Spezialisierungsindex' sollen nun die Taxa an den Enden des Spektrums betrachtet werden.

12 Taxa wurden als stark stenopotent eingestuft. Vier dieser Taxa entstammen der Ordnung der *Trichoptera* und zwei Taxa gehören zu den *Coleoptera*. Daneben sind die *Ephemeroptera*, *Heteroptera*, *Hirundinea*, *Crustaceae* und *Mollusca* mit je einem Taxon vertreten.

Das am stärksten spezialisierte Taxon ist die *Caenis pseudorivulorum* Gruppe (*Ephemeroptera*) mit einem Indexwert von 4,77. Für dieses Taxon liegen keine autökologischen Informationen vor und hinsichtlich der Wassertiefe wurde es nicht kategorisiert, in den übrigen Parametern zeigt das Taxon jedoch eine ausgeprägte Spezialisierung, die für die Strömung und die organischen Substrate am größten ist.

Die weiteren stark stenopotenten Taxa können Tabelle 13-21 entnommen werden.

Der Parameter der Habitate weist bei allen 12 Taxa eine Bewertung auf, während die Was-

sertiefe bei nur vier der 12 Taxa bewertet werden konnte.

Allen 12 Taxa gemein ist eine sehr geringe Individuendichte. Im Mittel liegt sie bei 2,84 Individuen/m² und das Maximum erreichen die Muschelkrebse (*Ostracoda Gen sp.*) mit 4,8 Individuen/m².

Drei Taxa wurden als stark eurypotent eingestuft und acht weitere als mäßig eurypotent. Im Unterschied zu den stark spezialisierten Taxa fällt auf, dass die Mehrheit der Taxa für alle Parameter Indexwerte aufweist (für drei Taxa liegen keine autökologischen Werte vor) und dass die Bewertung einzelner Parameter zum Teil deutlich von der Gesamtbewertung abweicht. Vor allem die Literaturwerte der Autökologie weisen die Taxa größtenteils als neutral (weder eury- noch stenopotent) aus, während die tatsächlichen Ergebnisse aus den Untersuchungsgebieten die Taxa als eindeutig eurypotent kennzeichnen. Besonders groß ist die Abweichung bei *Gammarus roeseli*. Diese Art wird laut Literaturangaben hinsichtlich der Habitatwahl als stark spezialisiert beschrieben, zeigte aber in den Untersuchungsgebieten eine sehr gleichmäßige Verteilung über alle Habitattypen.

Tab. 13-21: Indexwerte der stark stenopotenten Taxa

Taxon	Ordnung	Autökologie-Habitat	Wassertiefe	Strömung	Substrat-mineral	Substrat-organ.	Habit.	Spezialisierungsindex
Caenis pseudorivulorum Gruppe	Ephemeropt.			5,00	4,33	5,00	4,75	4,77
Heteroptera Gen. sp. 1	Heteroptera	4,43	5,00				4,88	4,77
Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	4,43		5,00			4,75	4,73
Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	4,43		5,00	4,33	5,00	4,63	4,68
Limnius volkmari Adult	Coleoptera	3,86		5,00		5,00	4,75	4,65
Glossiphoniidae Gen. sp.	Hirundinea		5,00	5,00	3,66	5,00	4,50	4,63
Ostracoda Gen. sp.	Crustaceae				4,33	5,00	4,50	4,61
Mystacides longicornis / nigra	Trichoptera				5,00	4,33	4,50	4,61
Stratiomyidae Gen. sp.	Diptera	3,86		5,00			4,88	4,58
Ancylus fluviatilis	Mollusca	5,00	5,00	3,75	4,33		4,75	4,57
Silo pallipes	Trichoptera	3,86	5,00		4,33		4,88	4,52
Laccophilus sp. Larve	Coleoptera			5,00	3,66	5,00	4,38	4,51

Eine Auflistung aller stark und mäßig eurypotenten Taxa ist in Tab. 13-22 zu finden. Drei der 11 Taxa gehören als Spezies der Zuckmücken der Ordnung der *Diptera* an. Zwei Taxa sind den *Crustaceae* zugehörig und je ein Taxon stammt aus den Ordnungen der *Acari*, *Oligochaeta*, *Heteroptera*, *Ephemeroptera* und *Trichoptera*.

Die Taxa mit der geringsten Spezialisierung sind die Wassermilben (*Hydrocarina sp.*) und die Schlammröhrenwürmer (*Tubificidae Gen. sp.*), die in allen Parametern (mit Ausnahme der Autökologie, für die keine Daten vorliegen) Indexwerte von 1,0 erzielten. Beide Taxa

wurden in allen Parametern regelmäßig und mit hoher Stetigkeit nachgewiesen.

Einschränkend muss jedoch angeführt werden, dass die sieben Taxa mit den niedrigsten Indexwerten nicht bis auf das Artniveau bestimmt werden konnten. Daher kann vermutet werden, dass innerhalb dieser Gattungen Arten mit deutlich stärkerer Spezialisierung vertreten sein dürften, was im Rahmen dieser Untersuchung nicht analysiert werden konnte.

Die als stark oder mäßig eurypotent eingestuften Taxa weisen im Gegensatz zu den stenopotenten Taxa deutlich höhere Individuendichte auf. Im Mittel wurden von den in Tabelle 13-22 aufgelisteten Taxa 165,6 Individuen pro Quadratmeter nachgewiesen, was fast dem 60fachen des Wertes für die stenopotenten Taxa entspricht.

Dieser Zusammenhang – je stärker spezialisiert ein Taxon, desto geringer die mittlere Individuendichte – kann auch statistisch nachgewiesen werden. Abbildung 13-71 zeigt eine deutliche Korrelation zwischen dem Spezialisierungsindex (1,0-5,0) und der Individuendichte (in Ind./m²) mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,828. Die Verteilung der indizierten Taxa zeigt darüber hinaus, dass die Individuendichte der stark spezialisierten Taxa nur wenig streut, während die der eurypotenten Taxa deutlich stärkeren Schwankungen unterworfen ist.

Tab. 13-22: Indexwerte der stark und mäßig eurypotenten Taxa

Taxon	Ordnung	Autökologie-Habitat	Wassertiefe	Strömung	Substrat-mineral	Substrat-organ.	Habit.	Spezialisierungsindex
Hydrocarina sp.	Acari		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	2,14	1,00	2,25	1,00	1,00	1,00	1,40
Chironomini Gen. sp. 2	Diptera	3,86	1,00	1,00	1,00	1,00	1,13	1,50
Baetis sp.	Ephemeropt.	3,86	1,00	1,00	1,00	1,00	1,13	1,50
Chironomini Gen. sp. 1	Diptera	3,86	1,00	1,00	1,00	1,00	1,75	1,60
Chironomini Gen. sp. 3	Diptera	3,86	1,00	1,00	1,00	1,00	2,13	1,66
Gammarus roeseli	Crustacea	5,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,13	1,69
Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	3,29	1,00	1,00	1,00	1,00	3,00	1,71
Mystacides azureus	Trichoptera	3,86	1,00	2,25	1,00	1,00	2,38	1,91
Daphnia	Crustacea		1,00	3,75	1,66	1,00	2,38	1,96

Betrachtet man die Ergebnisse des Spezialisierungsindex' aggregiert auf der Ebene der taxonomischen Ordnung, so lassen sich auch hier deutliche Unterschiede erkennen.

Die Ordnungen der Egel (*Hirundinea*), Libellen (*Odonata*), Strudelwürmer (*Turbellaria*) und Weichtiere (*Mollusca*) weisen Indexwerte von 4,0 oder mehr auf und können demnach als mäßig stenopotent eingestuft werden (Tab. 13-23). Die Ordnungen der Zweiflügler (*Diptera*), Krebstiere (*Crustacea*), Wenigborster (*Oligochaeta*) und Wassermilben (*Acari*) hingegen wurden mit Indexwerten von weniger als 3,0 als eher eurypotent eingestuft.

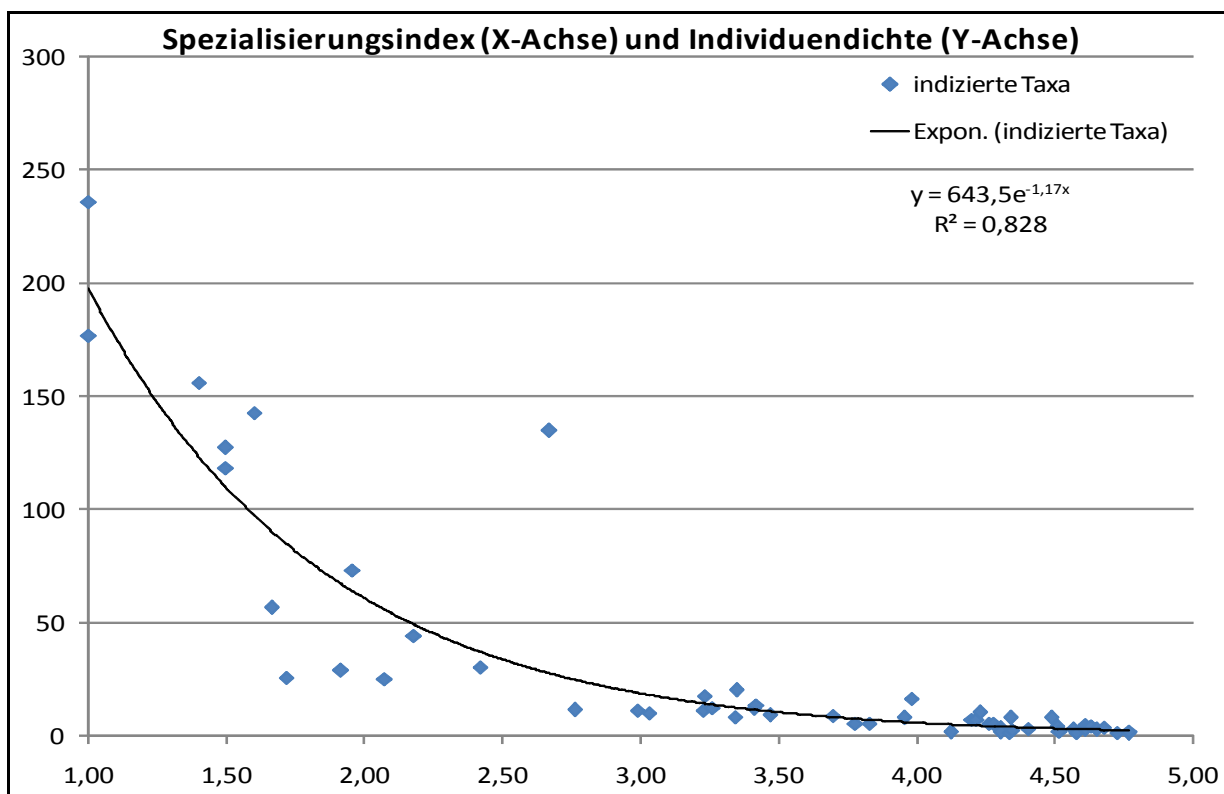


Abb. 13-71: Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Spezialisierungsindex und der Individuendichte (in Ind./m²)

Tab. 13-23: Indexwerte der übergeordneten taxonomischen Einheiten (alle bewerteten Einheiten)

Ordnung	mittlerer Indexwert	Standardabweichung	Min Index	Max Index	Anzahl Taxa
Hirundinea	4,3	0,3	4,0	4,6	2
Odonata	4,2	0,1	4,1	4,3	2
Turbellaria	4,2	-	4,2	4,2	1
Mollusca	4,0	0,7	2,8	4,6	5
Trichoptera	3,9	0,8	1,9	4,7	10
Ephemeroptera	3,6	1,0	1,5	4,8	9
Coleoptera	3,6	1,2	1,7	4,7	4
Plecoptera	3,4	0,0	3,4	3,5	2
Megaloptera	3,3	-	3,3	3,3	1
Heteroptera	3,2	1,5	1,4	4,8	4
Diptera	2,8	1,2	1,5	4,6	8
Crustaceae	2,8	1,1	1,7	4,6	5
Oligochaeta	2,7	1,7	1,0	4,3	2
Acari	1,0	-	1,0	1,0	1

Die Bewertung einiger Ordnungen in der obigen Tabelle erfolgte jedoch auf Grundlage nur weniger Taxa, was die Aussagekraft der Einordnung verringert. Daher wird in Tabelle 13-

24 eine reduzierte Liste angezeigt, welche nur Ordnungen mit mindestens drei bewerteten Taxa enthält. Die *Mollusca* sind demnach die am stärksten spezialisierte Ordnung, gefolgt von den *Trichoptera* und *Ephemeroptera*. Die geringste Spezialisierung weisen die Ordnungen der *Crustacea* und *Diptera* auf.

Tab. 13-24: Indexwerte der übergeordneten taxonomischen Einheiten (nur Einheiten mit mind. drei Taxa)

Ordnung	mittlerer Indexwert	Standardabweichung	Min Index	Max Index	Anzahl Taxa
Mollusca	4,0	0,7	2,8	4,6	5
Trichoptera	3,9	0,8	1,9	4,7	10
Ephemeroptera	3,6	1,0	1,5	4,8	9
Coleoptera	3,6	1,2	1,7	4,7	4
Heteroptera	3,2	1,5	1,4	4,8	4
Diptera	2,8	1,2	1,5	4,6	8
Crustacea	2,8	1,1	1,7	4,6	5

Anwendung des Spezialisierungsindex auf die Habitattypengruppen

Der Zweck des Spezialisierungsindex liegt, neben der Identifizierung der Spezialisten und Generalisten unter den Taxa, in der Übertragung der Indexwerte auf die verschiedenen Habitattypengruppen.

Hierzu wurden alle Taxa nach ihrer mittleren Abundanz in den einzelnen Habitattypengruppen sortiert und jeweils für die drei abundanzstärksten Gruppen von je zehn Taxa der Mittelwert des Spezialisierungsindex ermittelt (Tab. 13-25).

Tab. 13-25: Mittlere Werte des Spezialisierungsindex der 30 abundanzstärksten Taxa (in drei Gruppen) der Habitattypengruppen

Indexwerte	Kies- und Blockgeprägte Habitate	Sandgeprägte Habitate	Auenlehmgeprägte Habitate	Schlammgeprägte Habitate	Anthropogene Habitate
Index Taxa 01-10	2,4	2,4	2,2	2,3	2,1
Index Taxa 11-20	3,5	3,3	3,1	3,4	3,2
Index Taxa 21-30	3,9	3,9	3,8	4,0	4,0

Dabei zeigt sich, dass die abundanzstärksten Taxa in allen Habitattypengruppen schwach eurypotent sind (Mittelwerte zwischen 2,1 und 2,4). Darüber hinaus nimmt in allen Habitattypengruppen der Grad der Spezialisierung mit abnehmender Abundanz zu (steigende Indexwerte), wobei dieser Trend am stärksten in den anthropogenen Habitaten und am schwächsten bei den kies- und blockgeprägten sowie den sandgeprägten Habitaten ist. Insgesamt kann aber auch festgestellt werden, dass die Unterschiede im Grad der Spezialisierung auf der Ebene der Habitattypengruppen nicht sehr groß ausfallen (maximale

Indexspannweite der Mittelwerte 1,9, minimale Indexspannweite 1,5).

Betrachtet man nicht nur die 30 abundanzstärksten Taxa, sondern den Mittelwert aller Taxa, die in einer Habitattypengruppe vorkommen, so sind die Taxa der kies- und blockgeprägten Habitate sowie der anthropogenen Habitate am stärksten spezialisiert (Indexwerte von 3,66 und 3,64), während die Taxa der übrigen drei Habitattypengruppen weniger stark spezialisiert sind (sandgeprägte Habitate – 3,37, auenlehmgeprägte Habitate – 3,20, schlammgeprägte Habitate – 3,27). Errechnet man den Mittelwert nicht für alle Taxa, die in einer Gruppe vorkommen, sondern nur für jene Taxa mit einem steten Vorkommen (mind. 0,5 Individuen/Probe), so zeigt sich ein sehr ähnliches Bild. Die kies- und blockgeprägten Habitate weisen den stärksten Spezialisierungsgrad auf (3,24), gefolgt von den anthropogenen Habitaten (3,02), den schlammgeprägten Habitaten (2,68), den auenlehmgeprägten Habitaten (2,62) und den sandgeprägten Habitaten (2,54).

In den Abbildungen 13-72 und 13-73 ist die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' hinsichtlich des Grades der Spezialisierung für die Anteile der Taxa und für die Anteile an der Individuendichte angegeben. Berücksichtigt wurden dabei nur die Taxa mit einem stetigen Nachweis von mindestens 0,5 Individuen/Probe.

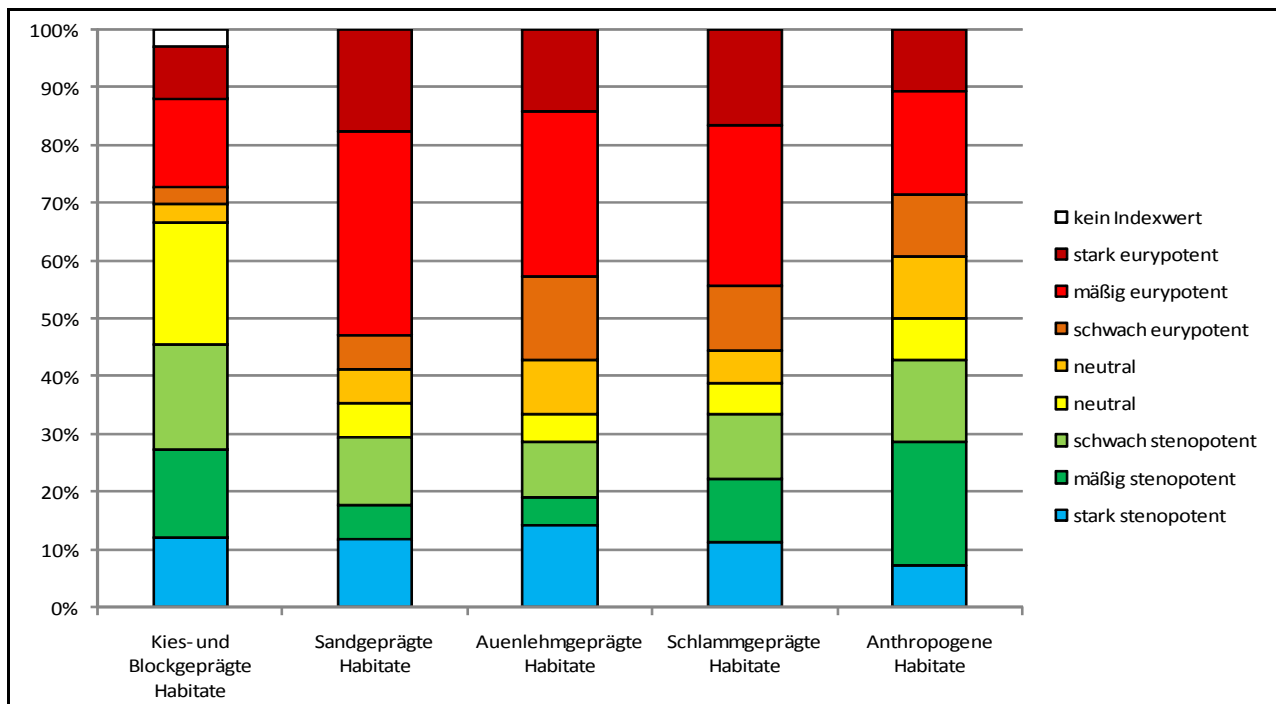


Abb. 13-72: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' (Taxa mit stetigem Vorkommen) in den Habitattypengruppen hinsichtlich des Spezialisierungsgrades der Taxa (in % der Taxa)

Die Zusammensetzung der Gesamttaxazahl zeigt, dass vor allem in den kies- und blockgeprägten Habitaten der Anteil von spezialisierten Taxa sehr hoch war. 45,5% aller stetig vorkommenden Taxa in dieser Gruppe waren schwach bis stark stenopotent. In den anthropogenen Habitattypen lag der Anteil der stenopotenten Taxa mit 42,9% nur geringfügig niedriger. In den sandgeprägten und auenlehmgeprägten Habitaten andererseits war der Anteil der spezialisierten Taxa mit 29,4% und 28,6% am niedrigsten. In den schlammgeprägten Habitaten lag der Wert mit 33,3% ebenfalls recht niedrig.

Der Anteil der eurypotenten Taxa ergänzt dieses Bild und lag mit 27,3% in den kies- und

blockgeprägten Habitaten am niedrigsten. Den höchsten Anteil an Generalisten wiesen die sandgeprägten Habitate mit 58,8% aller stetig vorkommenden Taxa auf.

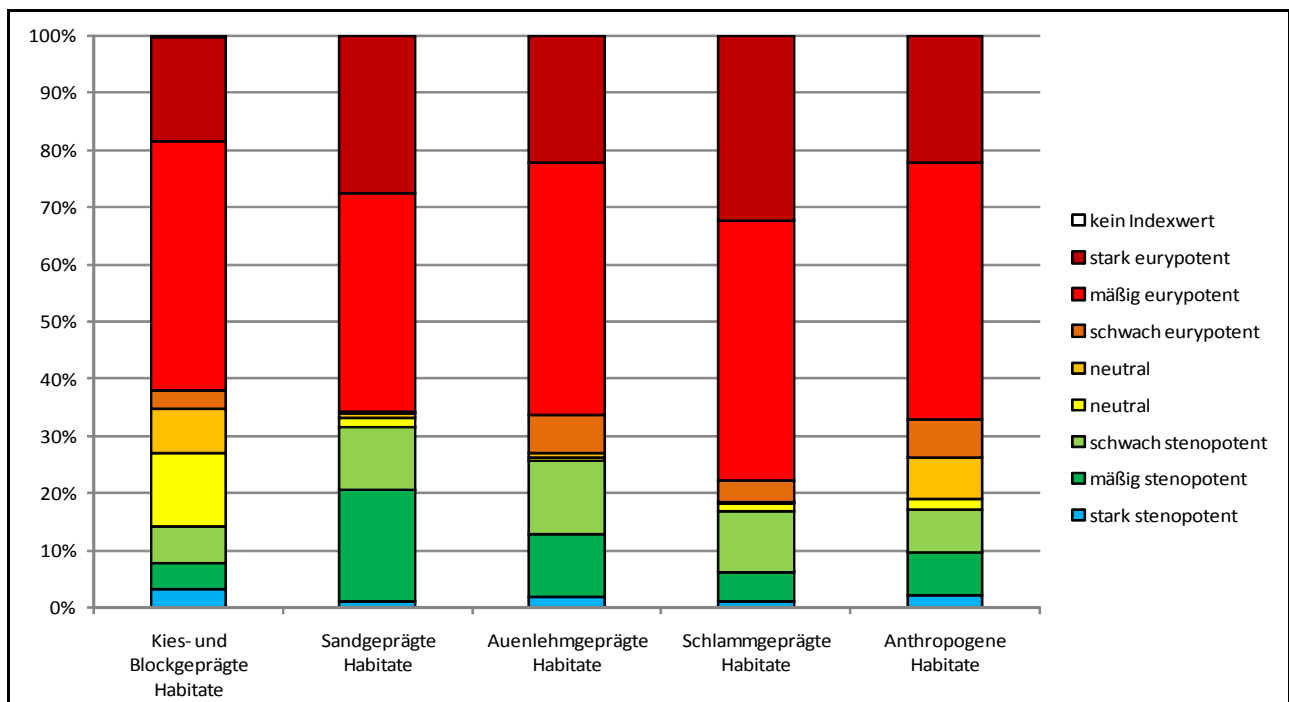


Abb. 13-73: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' (Taxa mit stetigem Vorkommen) in den Habitattypengruppen hinsichtlich des Spezialisierungsgrades der Taxa (in % der Individuendichte)

Betrachtet man statt der Taxazahlen hingegen die Individuendichte, so kehrt sich das Bild um. Obwohl die sandgeprägten Habitate den geringsten Anteil an stenopotenten Taxa aufwiesen, so waren sie doch durch den höchsten Anteil an spezialisierten Individuen charakterisiert. 31,4% aller Individuen (aller Taxa mit einem stetigen Nachweis) wurden als schwach bis stark stenopotent eingestuft. Dies bedeutet, dass in den sandgeprägten Habitaten zwar nur wenige spezialisierte Taxa vorzufinden waren, diese jedoch im Mittel deutlich höhere Abundanzen aufwiesen als in den übrigen Habitattypengruppen. In den kies- und blockgeprägten Habitaten, die durch den höchsten Anteil stenopotenter Taxa gekennzeichnet waren, wurde mit 14,1% der niedrigste Anteil der spezialisierten Individuen aller Habitattypengruppen verzeichnet. Ebenfalls durch einen geringen Anteil stenopotenter Individuen gekennzeichnet waren die schlammgeprägten Habitate (16,7%) und die anthropogenen Habitate (17,1%), während die auenlehmgeprägten Habitate mit 25,6% ähnlich wie die sandgeprägten Habitate trotz geringen Taxaanteils einen hohen Individuenanteil aufwiesen.

Der Anteil der eurypotenten Individuen folgt nicht ganz dem Muster der stenopotenten Individuen. Die anthropogenen Habitate, welche durch den niedrigsten Anteil stenopotenter Individuen gekennzeichnet waren, wiesen ebenfalls den geringsten Anteil eurypotenter Individuen auf (64,9%) - zu Gunsten der als neutral eingestuften Taxa. Den höchsten Anteil der Generalisten wiesen die schlammgeprägten Habitate mit 81,6% aller Individuen auf, gefolgt von den anthropogenen Habitaten (73,7%), den auenlehmgeprägten Habitaten (73,1%) und den sandgeprägten Habitaten (66,1%).

13.4 Ergebnisse der Untersuchungsgebiete

Während die vorangegangenen Analysen der Besiedelung verschiedener Substrate, Strömungsklassen und Habitattypen der Untersuchung der Zusammenhänge zwischen der Gewässerbettmorphologie und dem Makrozoobenthos dienten, hat die nun folgende Untersuchung der Besiedelung der renaturierten und nicht renaturierten Gewässerabschnitte eine Bewertung der ökologischen Gewässergüte sowie eine Abschätzung des Renaturierungserfolges zum Ziel.

13.4.1 Ergebnisse aus den zehn Untersuchungsabschnitten

Analog zu der Erstellung der Taxalisten für die einzelnen Habitattypen wurden auch für die 10 Untersuchungsabschnitte (Weide 1-4, Cappel 1-4, Gissel 1-2) mittlere Taxalisten erstellt, welche als Grundlage für die Analyse der Makrozoobenthoszönose sowie der ökologischen Zustandsbewertung nach dem PERLODES-Verfahren dienten. Den Taxalisten lag jeweils die Häufigkeitsverteilung der Habitattypen des entsprechenden Untersuchungsabschnittes zu Grunde, so dass die Listen den untersuchten Abschnitt habitatspezifisch repräsentieren.

In Tabelle 13-26 sind die mittlere Individuendichte, die Taxazahl sowie Informationen bezüglich der EPT-Fauna für alle zehn Untersuchungsabschnitte aufgelistet. Die maximale Individuendichte lag bei 3.645 Ind./m² im Abschnitt Gissel 2, gefolgt von den Abschnitten Weide 4 (3.188 Ind./m²) und Cappel 3 (3.184 Ind./m²). Die niedrigste Individuendichte wurde mit 1.593 Ind./m² in dem Abschnitt Cappel 4 vorgefunden, gefolgt von den Abschnitten Weide 2 (1.962 Ind./m²) und Weide 3 (2.047 Ind./m²). Damit liegen sowohl zwei der drei individuenreichsten als auch zwei der drei individuenärmsten Abschnitte in renaturierten Seitenarmen.

Die Taxazahlen der Untersuchungsabschnitte lagen zwischen sehr niedrigen 28 Taxa (Cappel 1), 33 Taxa (Weide 3) und 34 Taxa (Cappel 4) am unteren Ende und 59 Taxa (Weide 2), 56 Taxa (Weide 4) und 54 Taxa (Weide 1, Gissel 1 und Cappel 3) am oberen Ende der Skala. Wiederum sind einige der renaturierten Seitenarme unter den artenreichsten und andere unter den artenärmsten Abschnitten zu finden. Hinsichtlich der Taxazahlen fällt weiterhin auf, dass das Untersuchungsgebiet Cappel deutlich niedrigere Taxazahlen als die anderen beiden Untersuchungsgebiete aufwies.

Die beiden individuen- und taxareichen Seitenarmabschnitte Weide 4 und Cappel 3 wiesen hohe Sandanteile auf. Nach der herrschenden Meinung zur Substratpräferenz aquatischer Wirbelloser und den Ergebnissen der substratbezogenen Auswertung der Makrozoobenthosdaten (siehe Diskussion im Kapitel 13.3.3) sollten diese Abschnitte daher eher durch eine geringe Artenvielfalt gekennzeichnet sein. Dass dies nicht der Fall ist, liegt an der kleinteiligen Mosaikstruktur der Gewässersohle in diesen Abschnitten, die trotz eines hohen Sandanteils zahlreiche Mikroareale mit besser besiedelbaren Hartsubstraten liefert sowie an den in den Abschnitten vorkommenden Makrophytenbeständen. Dass sanddominierte Fließgewässer nicht zwingend artenärmer sein müssen als grobsubstratreiche Gewässer, konnten DOWNES ET AL. (2006: 153) für australische Fließgewässer belegen.

Die maximale Taxazahl von 59 Taxa stellt genau 50% der 118 insgesamt nachgewiesenen Taxa dar. Das bedeutet, dass in keinem der 10 Untersuchungsabschnitte mehr als 50% der Vielfalt des Makrozoobenthos vorgefunden wurde und erst durch die gemeinsame

Betrachtung mehrerer Untersuchungsabschnitte die volle Artenvielfalt zum Tragen kommt.

Die Anteile der EPT-Individuen wiesen ebenfalls große Spannbreiten auf. Die höchsten Anteile wurden in den Abschnitten Gissel 2 (26,9% der Gesamtabundanz), Gissel 1 (21,4%) sowie Weide 1 (20,4) und damit ausschließlich in Hauptlaufabschnitten vorgefunden. Die niedrigsten Werte wurden in den Abschnitten Cappel 4 (2,7%), Weide 3 (2,7%) und Cappel 1 (4,3%) und damit überwiegend in renaturierten Seitenarmabschnitten sowie im Untersuchungsgebiet Cappel nachgewiesen.

Hinsichtlich der EPT-Taxa fiel die Spannbreite weniger groß aus, doch die tendenzielle Verteilung der Untersuchungsabschnitte blieb erhalten. In den Abschnitten Gissel 2 und 1 war der Anteil der EPT-Taxa mit 41,2% und 40,7% am höchsten, gefolgt von den Abschnitten Weide 4 (39,3%) und Weide 2 (39,0%). Die niedrigsten Anteile wurden in den Abschnitten Cappel 1 (17,9%), Cappel 4 (23,5%) und Weide 3 (27,3%) verzeichnet.

Der Anteil der EPT-Taxa an der Gesamtartenzusammensetzung ist einer der Core-Metrics für die ökologische Bewertung der Lahn (Fließgewässertyp 9.2). Die überwiegend niedrigen Werte der renaturierten Seitenarme hinsichtlich der EPT-Fauna weisen schon an dieser Stelle auf eine problematische Bewertung dieser Abschnitte hin.

Tab. 13-26: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung in den Untersuchungsabschnitten

Untersuchungsabschnitte	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Gissel 1	Gissel 2	Cappel 1	Cappel 2	Cappel 3	Cappel 4
Individuenzahl/m ²	2.803	1.962	2.047	3.188	2.374	3.645	2.190	2.234	3.184	1.593
Taxazahl	54	59	33	56	54	51	28	39	54	34
Individuen/Taxa und m ²	51,9	33,3	62,0	56,9	44,0	71,5	78,2	57,3	59	46,9
Individuen pro Ordnung und Probe										
Mittelwert	200,2	150,9	146,2	227,6	169,5	260,3	156,4	158,3	226,6	113,8
% EPT-Fauna (Individuen)	20,4	17,4	2,7	17,2	21,4	26,9	4,3	8,4	4,4	2,7
Taxa pro Ordnung und Probe										
Mittelwert	3,9	4,5	2,4	3,9	3,8	3,6	1,9	2,6	3,6	2,4
% EPT-Fauna (Taxa)	35,2	39,0	27,3	39,3	40,7	41,2	17,9	33,3	29,6	23,5

Die EPT-Anteile hinsichtlich der Individuendichte und der Taxazahl sind für die einzelnen Untersuchungsabschnitte auch in Abb. 13-74. dargestellt. Zusätzlich zeigt dieses Diagramm auch die EPT-Anteile nach den Abundanzklassen, wie sie im Rahmen der PERLODES-Bewertung berechnet und für die Gesamtbewertung verwendet werden. Da die Abundanzklassen letztlich auch nur ein in klassifiziertes Maß der Individuendichte sind, folgt die Verteilung dieser Werte auch dem Muster der Individuendichte. Allerdings fallen die Unterschiede zwischen den Untersuchungsabschnitten weniger groß aus und die Werte liegen durchweg höher. Die Bewertung nach dem PERLODES-Verfahren verwendet somit ein Abundanzmaß als Core-Metric, welches die Unterschiede zwischen den Untersuchungsabschnitten teilweise nivelliert. Dies gilt es an späterer Stelle, bei der Interpretation der PERLODES-Bewertung, zu berücksichtigen. Die Abhängigkeit der Bewertungsergebnisse von den gewählten Häufigkeitsmaßen der betrachteten Taxa wurde

auch von MARTEN (2005) aufgezeigt und muss als mögliche Schwachstelle der jedes Bewertungsverfahrens angesehen werden.

Alle drei Parameter zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten, aber auch Gemeinsamkeiten. Die strömungsarmen Abschnitte Cappel 1 bis 4 sowie der Abschnitt Weide 3 wiesen durchweg geringere Anteile der EPT-Taxa als die übrigen Untersuchungsabschnitte auf. Die höchsten Werte hingegen wurden in den noch nicht renaturierten Abschnitten Gissel 1 und 2 sowie in den Hauptlaufabschnitten Weide 1 und 2 vorgefunden.

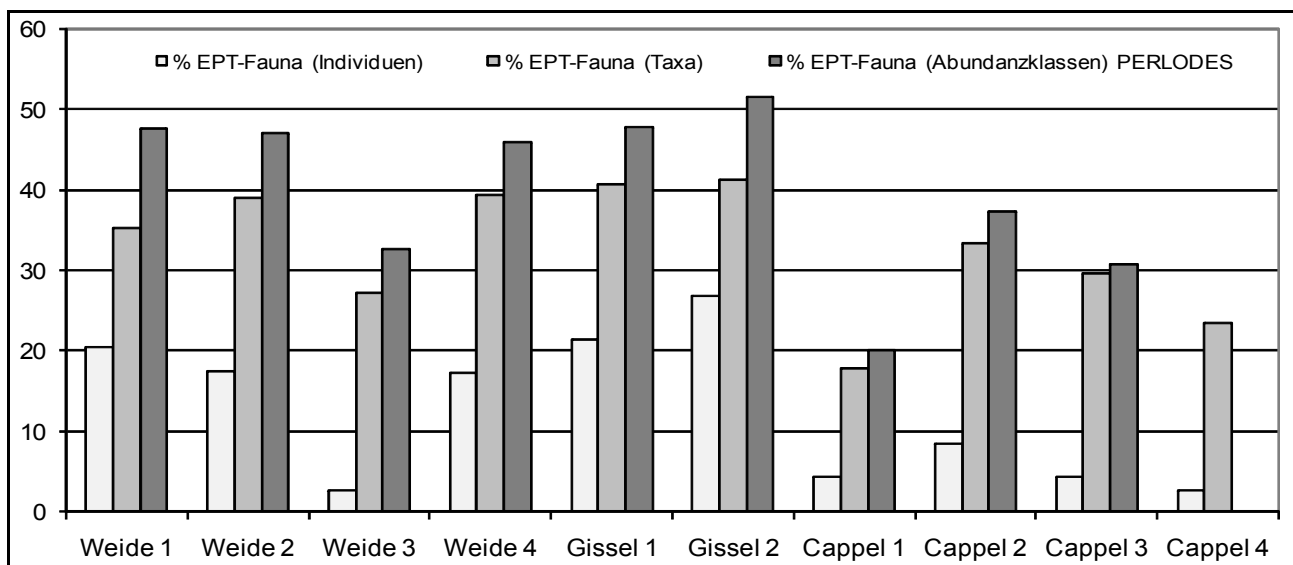


Abb. 13-74: Anteil der EPT-Fauna (Individuendichte, Taxazahl und Abundanzklassen) an der gesamten MZB-Fauna (in %)

Nicht nur die Anteile der EPT-Fauna an der Gesamtf fauna war in den Untersuchungsabschnitten unterschiedlich, sondern auch die generelle Zusammensetzung der Fauna hinsichtlich aller taxonomischen Einheiten.

Einige wenige Ordnungen (*Acari* und *Coleoptera*) kamen in allen Untersuchungsabschnitten mit ähnlichen Individuendichten vor, verhielten sich also nicht sehr selektiv. Auch die *Heteroptera*, die *Ephemeroptera* und die *Oligochaeta* wiesen (in abnehmender Rangfolge) vergleichsweise geringe Unterschiede in ihrer Individuendichte auf (Abb. 13-75).

Prägender für die Zusammensetzung des Makrozoobenthos', da in größeren Abundanzen vertreten, sind die Ordnungen der *Crustacea* und *Diptera*. Beide Ordnungen dominierten in einzelnen Abschnitten, wiesen in anderen aber nur geringe Individuendichten auf. Die *Crustacea* waren im Abschnitt Weide 4 die stärkste Ordnung und stellten auch in den Abschnitten Weide 1, Gissel 1 und Cappel 3, und damit in den strukturreichen Untersuchungsabschnitten, einen Großteil der Gesamtindividuen dichte, während sie in den strukturalarmen Seitenarmabschnitten Weide 3 und Cappel 4 kaum vorkamen.

Die *Diptera* hingegen dominierten gerade in einigen der strukturalarmen Abschnitte (Weide 3, Cappel 4, Gissel 2), während sie in anderen Abschnitten nur schwach vertreten waren (Weide 2, Cappel 2). Dass diese Ordnung teilweise in den strukturalarmen Abschnitten stärker vertreten war als in den benachbarten strukturreichen Abschnitten (Weide 3 und Weide 4), teilweise jedoch die strukturreichen Abschnitte dichter besiedelt wurden als die benachbarten strukturalarmen Abschnitte (Weide 1 und Weide 2), liegt in den unterschiedlichen

ökologischen Ansprüchen der verschiedenen Arten der *Diptera* begründet. Während die *Chironomidae* bevorzugt in strukturarmen Bereichen mit geringer Strömung und hohem Anteil an organischem Material vorkamen, wurde die Gattung *Simulium* sp. ausschließlich auf Makrophyten in stark strömenden Bereichen nachgewiesen.

Neben diesen Ordnungen, die in allen Untersuchungsabschnitten nachgewiesen wurden, traten einige Ordnungen nur in bestimmten Abschnitten auf. So wurden die *Hirundinea* nur im Gebiet „Auf der Weide“ und dort vor allem im Abschnitt Weide 4 in nennenswerter Abundanz vorgefunden. Die *Turbellaria* hatten ihren Abundanzschwerpunkt in dem „Gebiet Gisselberger Straße“ (vor allem in Gissel 2), kamen daneben zwar auch in den Abschnitten „Auf der Weide“ (mit Ausnahme von Weide 3) vor, fehlten aber in den Cappeler Untersuchungsabschnitten strömungsbedingt völlig. Die *Megaloptera* hingegen waren dort (vor allem in Cappel 3) mit den größten Abundanzen vertreten und auch die *Mollusca* hatten ihr Abundanzmaximum in diesem Abschnitt.

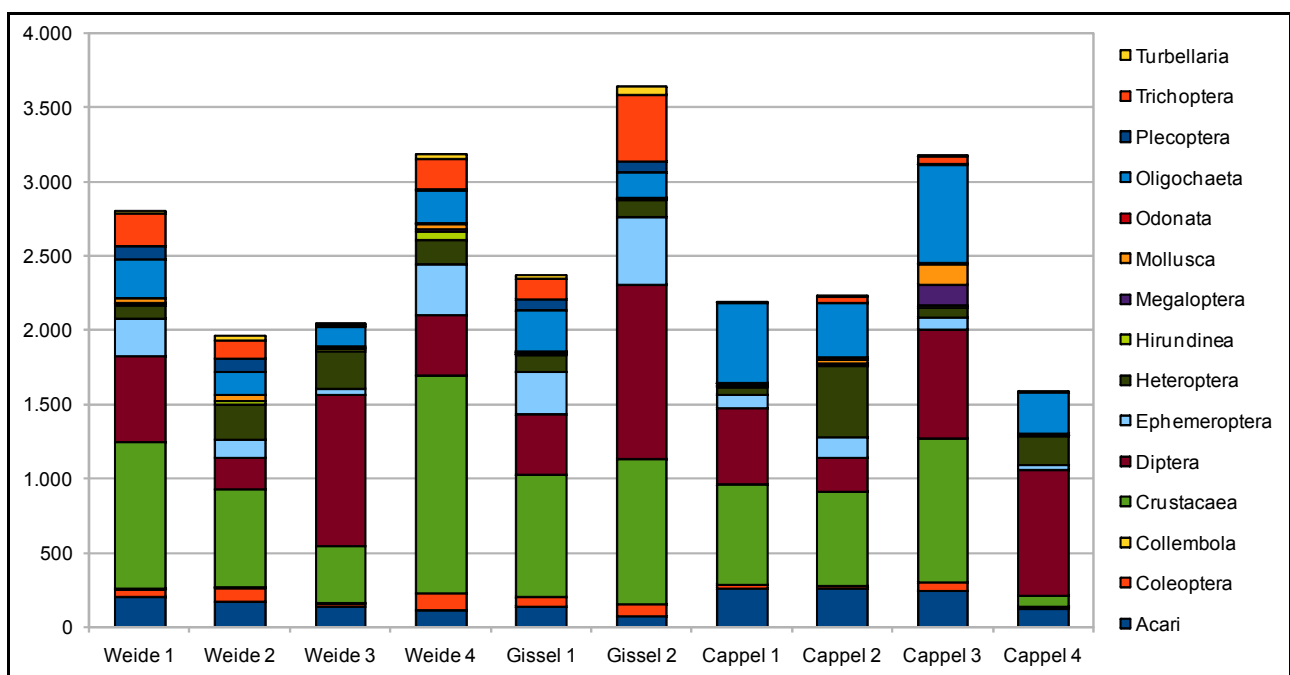


Abb. 13-75: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsabschnitten (in Ind./m²)

Schon auf der Ebene der übergeordneten taxonomischen Einheiten ließen sich also grundlegende Unterschiede in der Zusammensetzung der benthischen Fauna erkennen, auch wenn sich durchaus auch Gemeinsamkeiten zwischen den meisten Untersuchungsabschnitten fanden. Dies gilt nicht nur für die Verteilung der Individuendichte, sondern auch für die Anzahl verschiedener Taxa in den einzelnen Ordnungen. Wie auch schon bei den zuvor betrachteten Parametern, Habitaten und Habitattypengruppen verschoben sich bei der Betrachtung der Taxazahlen die Dominanzverhältnisse weg von den abundanzstarken Ordnungen der *Crustacea* und *Diptera* hin zu den artenreicheren Ordnungen der *Trichoptera* und *Ephemeroptera*, die die Fauna nun stärker charakterisierten (Abb. 13-76). Der Untersuchungsabschnitt Cappel 4 stellte hier eine Ausnahme dar. Da er sich zum Zeitpunkt der Probenahme noch in einem sehr frühen Stadium der Sukzession befand, war der Anteil an anspruchslosen Pionierarten (vor allem *Diptera*) deutlich höher als in den anderen Abschnitten. Ein weiterer großer Unterschied zu der Betrachtung der Individuen-

dichte war der vergleichsweise hohe Anteil der *Odonata* in den Abschnitten Cappel 1-3 sowie in verringertem Umfang in den Abschnitten Weide 4, Gissel 1 und Gissel 2. Die Libellen traten aufgrund ihrer geringen Abundanzen bei einer Betrachtung der Individuendichte kaum in Erscheinung, stellten jedoch in einigen Abschnitten einen beachtlichen Anteil der Taxazahl (je 7% in den Abschnitten Cappel 1 und Cappel 3).

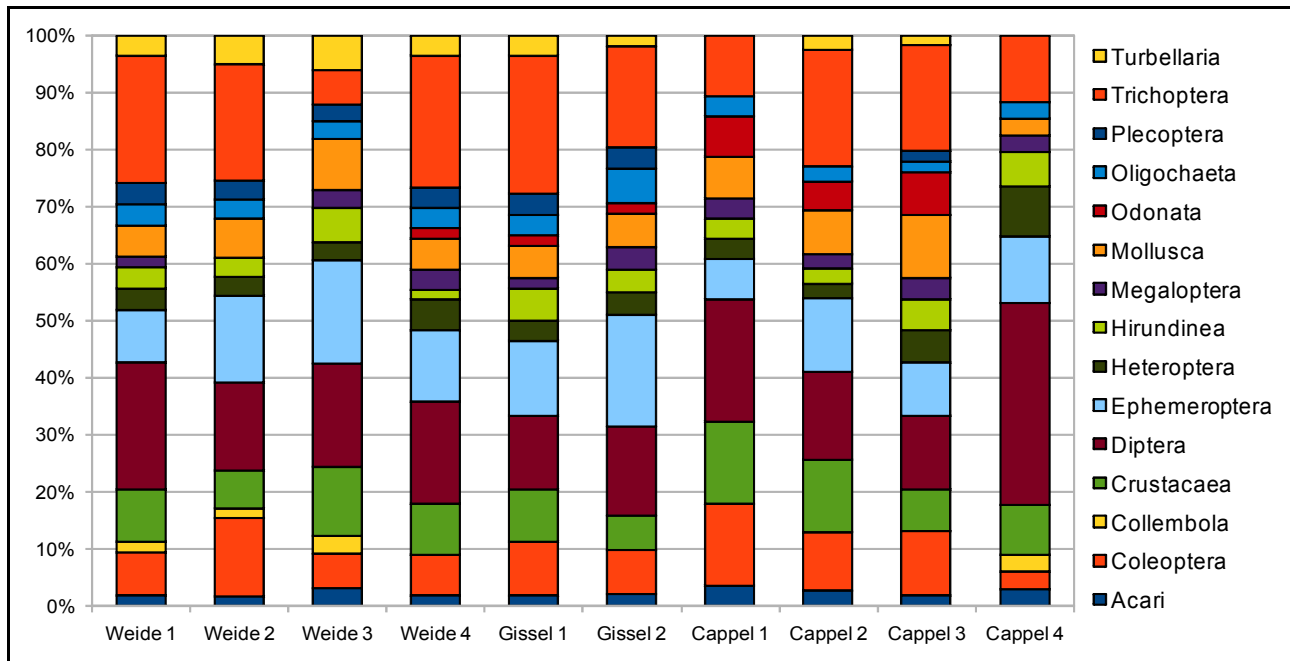


Abb. 13-76: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsabschnitten (in % der Taxazahlen)

Auf weitere Unterschiede und Gemeinsamkeiten soll an dieser Stelle nicht eingegangen werden, da die reine Taxazahl nur wenig aussagekräftig ist. Stattdessen wird die EPT-Fauna als Qualitätskomponente eingehender untersucht.

In Abbildung 13-77 ist die Individuendichte der drei EPT-Ordnungen dargestellt. Es zeigt sich sehr deutlich, wie unterschiedlich die Besiedelung durch die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen in den einzelnen Untersuchungsabschnitten erfolgte. Die Steinfliegen (*Plecoptera*) kamen nur in den Abschnitten Weide 1 und 2 sowie Gissel 1 und 2 und damit nur in Hauptlaufbereichen mit deutlicher Strömung in nennenswerten Abundanzen vor. In den rückstaubeeinflussten Abschnitten Cappel 1-4, aber auch in den strömungsberuhigten Seitenarmabschnitten Weide 3 und 4 wurden nur sehr wenige Steinfliegenlarven vorgefunden.

Auch die anderen beiden Ordnungen zeigten ein sehr differenziertes Verbreitungsmuster. Schwerpunktmäßig kamen die Eintags- und Köcherfliegen ebenfalls in den Hauptlaufabschnitten Gissel 1 und 2 sowie Weide 1 und 2 vor, während die Abundanzen in den besonders strömungsarmen Abschnitten am geringsten waren. Die Köcherfliegenlarven verzeichneten hierbei einen stärkeren Rückgang als die Eintagsfliegenlarven.

Die deutlich geringere Individuendichte der *Ephemeroptera* in den strömungsberuhigten Bereichen hängt vermutlich nicht direkt mit der verringerten Fließgeschwindigkeit des Wassers zusammen, sondern vielmehr mit der verringerten Sauerstoffsättigung in diesen Bereichen. CONNOLLY ET AL. (2004) haben in Mesokosmenversuchen den Einfluss geringer Sauerstoffsättigungsraten auf die Vitalität und Emergenz von aquatischen Insektenlarven

untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass Eintagsfliegen sehr sensibel auf Veränderungen des Sauerstoffgehaltes reagieren und einige Arten bereits bei Sättigungen von weniger als 20% nicht überleben können. Wie die Ergebnisse des chemisch-physikalischen Messprogramms zeigen (siehe Kap. 14), sind insbesondere die Abschnitte, die durch sehr geringe EPT-Anteile gekennzeichnet sind, durch geringe Sauerstoffgehalte charakterisiert.

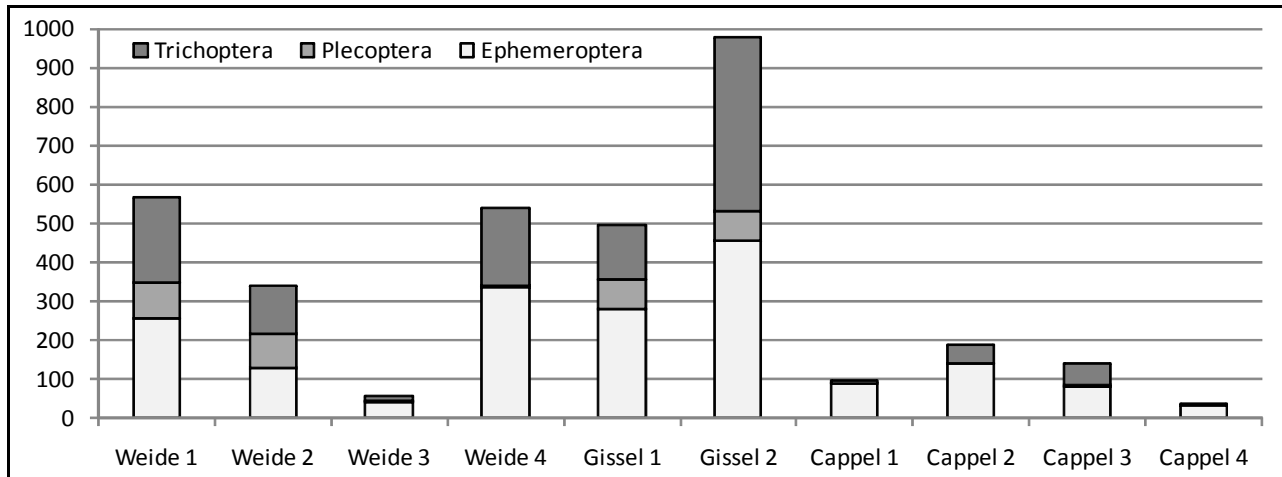


Abb. 13-77: Individuendichte der EPT-Fauna in den Untersuchungsabschnitten (in Ind./m²)

Hinsichtlich der Taxazahl, also der Vielfalt verschiedener taxonomischer Einheiten der EPT-Fauna in den Untersuchungsabschnitten sind die Unterschiede weniger stark ausgeprägt, doch die Verteilung von taxareichen und taxaarmen Abschnitten folgt dem gleichen Muster wie jene der individuenreichen und individuenarmen Abschnitte. Die besonders individuenarmen Abschnitte Weide 3 und Cappel 1-4 wiesen auch eine unterdurchschnittliche Anzahl verschiedener Taxa auf (Abb. 13-78). So wurden in dem rückstaubeinflussten und strukturarmen Hauptlaufabschnitt Cappel 1 lediglich 5 EPT-Taxa nachgewiesen. Selbst in dem erst Ende 2005 renaturierten und noch nicht voll entwickelten Abschnitt Cappel 4 lag diese Zahl mit insgesamt 7 Taxa höher.

In den individuenreichen Abschnitten wurden hingegen bis zu 23 EPT-Taxa nachgewiesen, wobei die Abschnitte Weide 2 und 4 sowie Gissel 1 und 2 allesamt mehr als 20 Taxa aufwiesen.

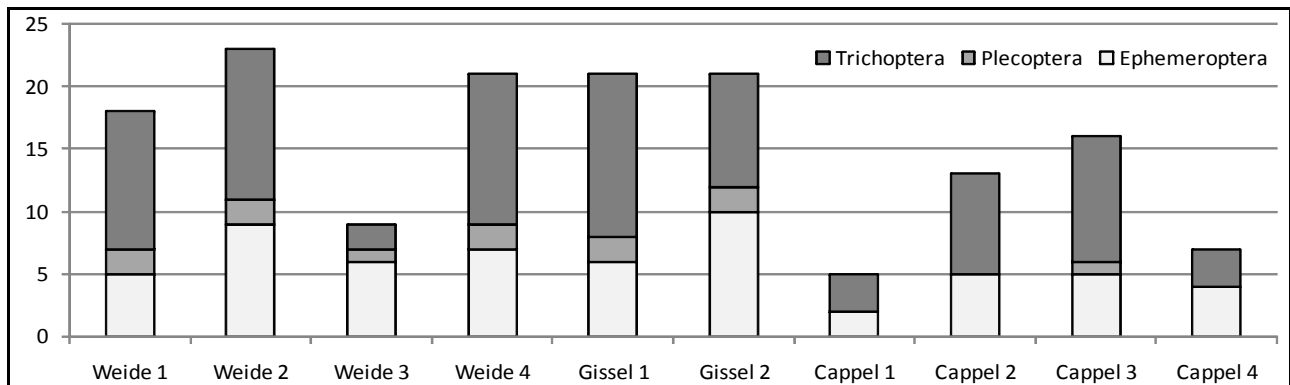


Abb. 13-78: Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Untersuchungsabschnitten

Nach dieser einführenden Betrachtung der allgemeinen Kennziffern der EPT-Fauna in den Untersuchungsabschnitten folgt nun eine detailliertere Analyse der Zusammensetzung der Fauna dieser drei Ordnungen. In Abb. 13-79 ist zunächst die Individuendichte auf Familienniveau dargestellt. In den meisten Abschnitten dominierte erwartungsgemäß die Familie der *Baetidae* (*Ephemeroptera*). In den Abschnitten Weide 2 und 3 jedoch lag der Anteil der *Baetidae* deutlich unterhalb des Durchschnitts aller Abschnitte (19,8% und 14,6% im Vergleich zu 48,7%). Dafür war in diesen beiden Abschnitten der Anteil der *Caenidae* (*Ephemeroptera*) höher als in den meisten anderen Untersuchungsabschnitten. Im Abschnitt Weide 3 stellte diese Familie sogar 59,1% aller EPT-Individuen, während der Anteil in den benachbarten Abschnitten Weide 1 und 4 bei 0,2 und 4,9% lag. Besonders die *Caenidae* spiegeln gut die Einstufung der Untersuchungsabschnitte wider. Struktur- und strömungsreiche Abschnitte wiesen eine sehr geringe Individuendichte dieser Familie auf, während die Taxa dieser Familie in den strömungs- und strukturarmen Abschnitten deutlich stärker vertreten waren.

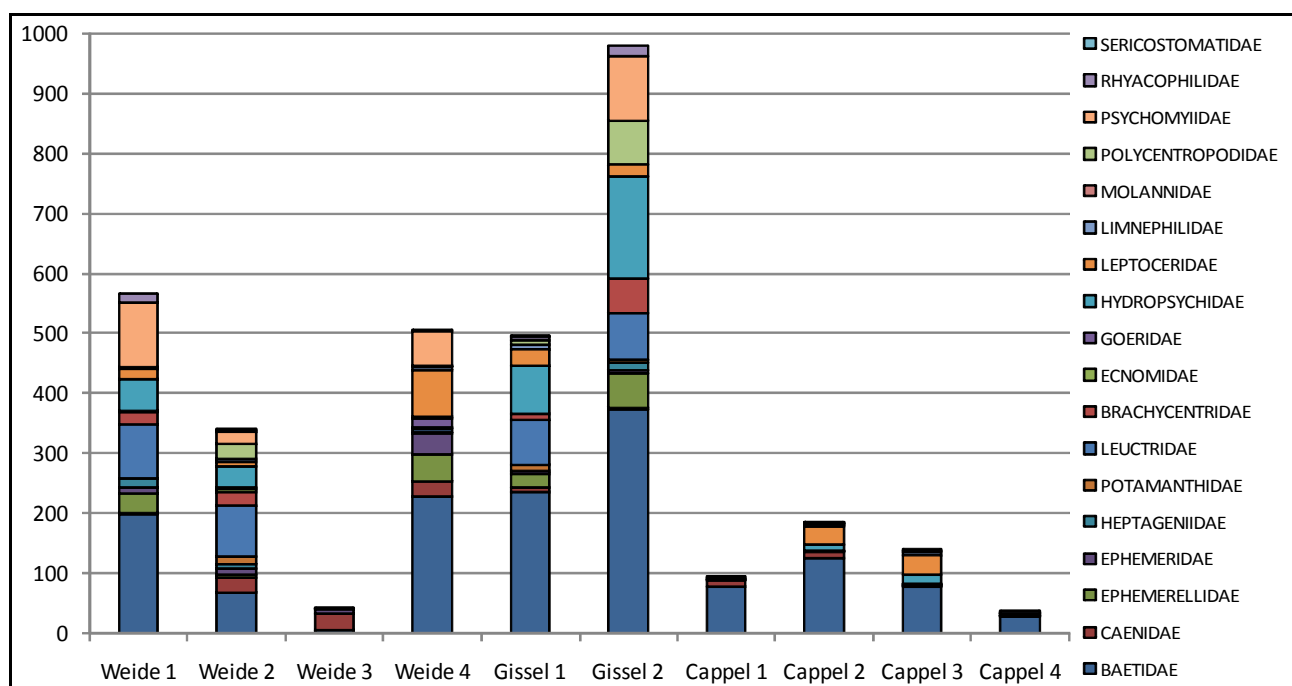


Abb. 13-79: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den Untersuchungsabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Darüber hinaus ist die starke Selektivität auch anderer EPT-Familien interessant. Zahlreiche Familien wurden in den rückstaubeinflussten Abschnitten Cappel 1-4 gar nicht nachgewiesen – so zum Beispiel die *Ephemerellidae*, die *Ephemeridae* oder die *Polycentropodidae*. Aber auch jene Familien, die in den Cappel Abschnitten nachgewiesen wurden, haben dort nicht ihren Verbreitungsschwerpunkt.

Zahlreiche Familien, wie die *Ephemerellidae* und die *Leptoceridae* waren in ihrer Verbreitung an strukturreiche Abschnitte gebunden, andere, wie die *Pothamanthidae*, die *Leuctridae* oder die *Hydropsychidae* kamen bevorzugt in den frei strömenden Hauptlaufabschnitten vor.

Die *Ephemeridae*, *Goeridae* und *Leptoceridae* schließlich hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in dem renaturierten und strukturreichen Seitenarmabschnitt Weide 4.

Die meisten EPT-Familien wurden mit 17 Familien im Untersuchungsabschnitt Weide 2 nachgewiesen, gefolgt von den Abschnitten Weide 4 (14 Familien), Weide 1, Gissel 1 und Gissel 2 (je 13 Familien). Die wenigsten Familien wurden in den strukturarmen Abschnitten Weide 3 und Cappel 1 (je 5 Familien) vorgefunden, gefolgt von den Abschnitten Cappel 4 (7 Familien), Cappel 2 (9 Familien) und dem strukturreichen Seitenarmabschnitt Cappel 3 (10 Familien).

Betrachtet man statt des Familienniveaus die Ebene der Arten und dort zunächst die *Ephemeroptera*, so ähnelt die Verteilung der Individuendichte zunächst der Darstellung auf Familienniveau. Die Gattung *Baetis* sp. dominierte in den meisten Untersuchungsabschnitten – wie zuvor schon die Familie der *Baetidae* (Abb. 13-80). In den strukturreichen Seitenarmabschnitten kamen auch *Cloeon dipterum* und *Procloeon bifidum* (beide ebenfalls aus der Familie der *Baetidae*) in beachtenswerter Abundanz vor, wobei die erstgenannte Art hauptsächlich in dem strömungsarmen Abschnitt Cappel 3 und letztgenannte Art in dem strömungsreichen Abschnitt Weide 4 nachgewiesen wurde. Beiden Arten ist gemein, dass sie außerhalb der Renaturierungsbereiche deutlich abundanzschwächer vertreten waren.

Eine weitere Art mit charakteristischer Verteilung ist die strömungsliebende *Ephemerellidae Serratella ignita*. Diese Art kam ausschließlich in Abschnitten mit höherer Strömungsgeschwindigkeit vor (Gissel 1 und 2, Weide 1 und 4). In dem durch ein ruhigeres Strömungsbild gekennzeichneten Abschnitt Weide 2 wurde die Art nur selten vorgefunden und in den Cappeler Abschnitten fehlte sie völlig.

Die meisten *Ephemeroptera*-Taxa wurden in dem Abschnitt Gissel 2 (zehn Taxa) nachgewiesen, gefolgt von den Abschnitten Weide 2 (neun Taxa), Weide 4 (sieben Taxa) sowie Weide 3 und Gissel 1 (je sechs Taxa). Die wenigsten Taxa wurden in den Abschnitten Cappel 1 (zwei Taxa), Cappel 4 (vier Taxa) sowie Weide 1, Cappel 2 und Cappel 3 (je fünf Taxa) vorgefunden.

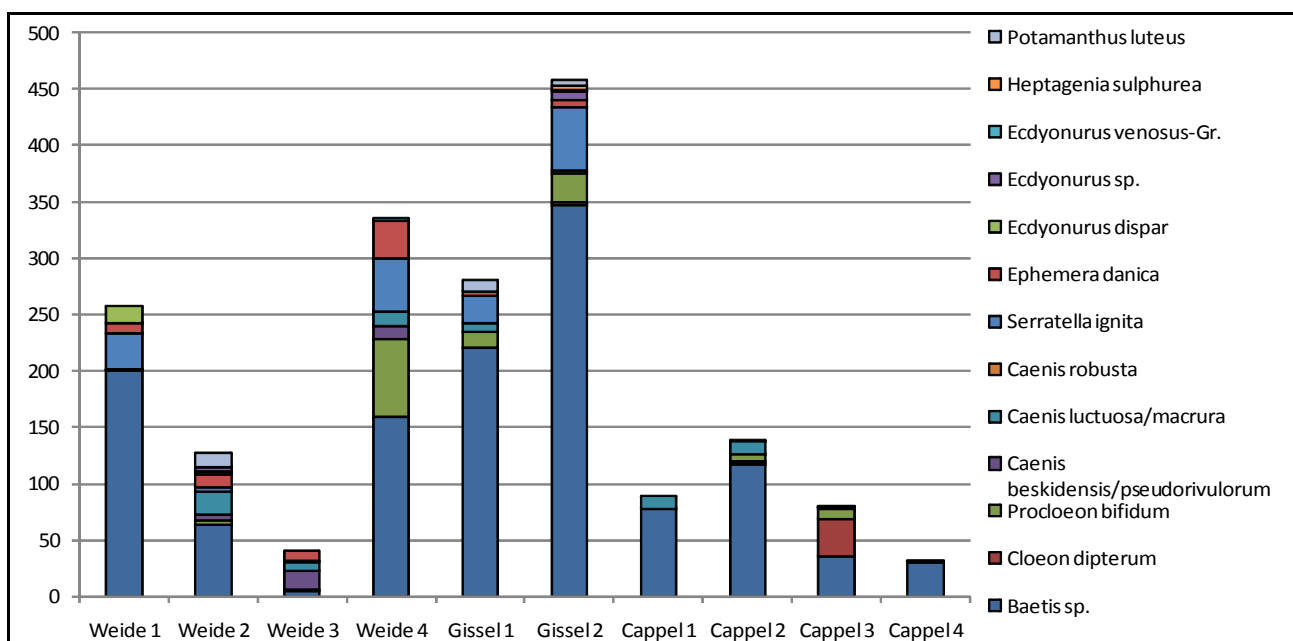


Abb. 13-80: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Die beiden Taxa der *Plecoptera* zeigten ebenfalls ein charakteristisches Verbreitungsmuster. Sie kamen nur in den frei strömenden Hauptlaufabschnitten Weide 1 und 2 sowie Gissel 1 und 2 in größerer Abundanz vor (Abb. 13-81). Trotz dieser Gemeinsamkeit gab es jedoch auch bei den Steinfliegen Unterschiede. So war *Leuctra geniculata* in den Abschnitten Weide 1 und 2 deutlich stärker vertreten als in dem Gebiet „Gisselberger Straße“, während sich *Leuctra nigra* genau entgegengesetzt verhielt. *Leuctra nigra* war darüber hinaus in geringer Individuendichte in den Seitenarmen im Gebiet „Auf der Weide“ vertreten, während *Leuctra geniculata* in geringem Maße in den strukturreichen Seitenarmen Weide 4 und Cappel 3 vorkam.

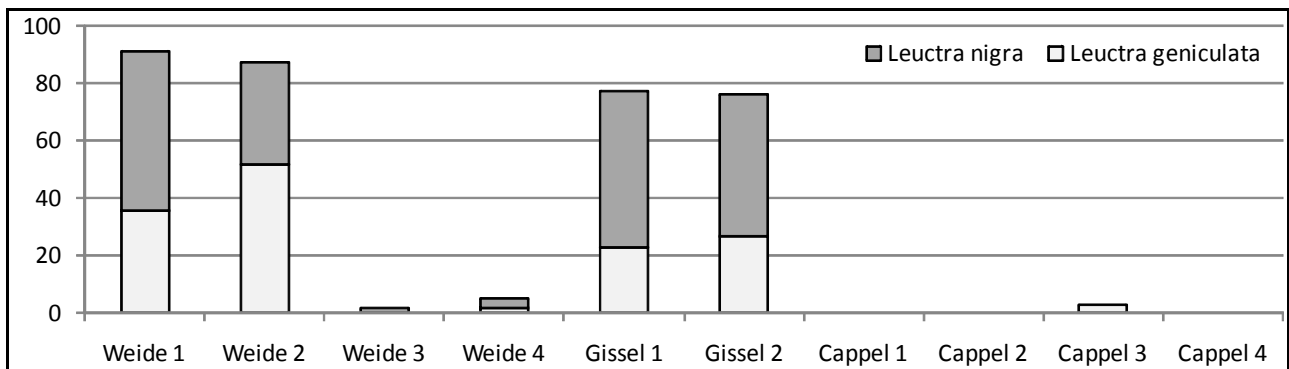


Abb. 13-81: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Bei der Betrachtung der *Trichoptera* fällt zunächst auf, dass die Gesamtindividuumdichte in dem Abschnitt Gissel 2 mehr als doppelt so hoch war wie in den übrigen Untersuchungsabschnitten (Abb. 13-82). Dies lag jedoch nicht an einer überaus artenreichen Köcherfliegenfauna in diesem Abschnitt, sondern an dem abundanzreichen Vorkommen nur einiger Arten. Vor allem *Hydropsyche siltalai*, aber auch *Tinodes* sp., *Polycentropus flavomaculatus* und *Brachycentrus subnubilus* waren hier deutlich individuenreicher als in den anderen Abschnitten. Die Taxazahl hingegen lag mit neun Taxa nur im Mittelfeld aller Abschnitte. Der artenreichste Untersuchungsabschnitt war der benachbarte und strukturreichere Abschnitt Gissel 1 (13 Taxa), gefolgt von den Abschnitten Weide 2 und 4 (je 12 Taxa), Weide 1 (11 Taxa) und Cappel 3 (zehn Taxa). Die wenigsten Trichoptera-Taxa wurden in dem Abschnitt Weide 3 vorgefunden (zwei Taxa), gefolgt von den Abschnitten Cappel 1 und 4 (je drei Taxa) und Cappel 2 (acht Taxa).

Vergleicht man die Zusammensetzung der Köcherfliegenfauna der renaturierten Seitenarme und der jeweils benachbarten Hauptlaufabschnitte, so zeigen sich ebenfalls deutliche Unterschiede. Im Gebiet „Auf der Weide“ wurden die Hauptlaufabschnitte von *Tinodes* sp. und *Hydropsyche siltalai* dominiert. Darüber hinaus waren auch *Brachycentrus subnubilus*, *Polycentropus flavomaculatus* und *Rhyacophila nubila* vergleichsweise stark vertreten. In den Seitenarmabschnitten dieses Gebietes wurden die *Goeridae* häufig nachgewiesen und im Abschnitt Weide 4 war *Mystacides azurea* das abundanzstärkste Taxon.

Im Gebiet der Cappeler Fischerwiese war in den Hauptlaufabschnitten *Mystacides azurea* dominant, während in den Seitenarmabschnitten *Mystacides longicornis/nigra* (im Abschnitt Cappel 3) und *Hydropsyche siltalai* (Cappel 3 und 4) die individuenstärksten Taxa waren.

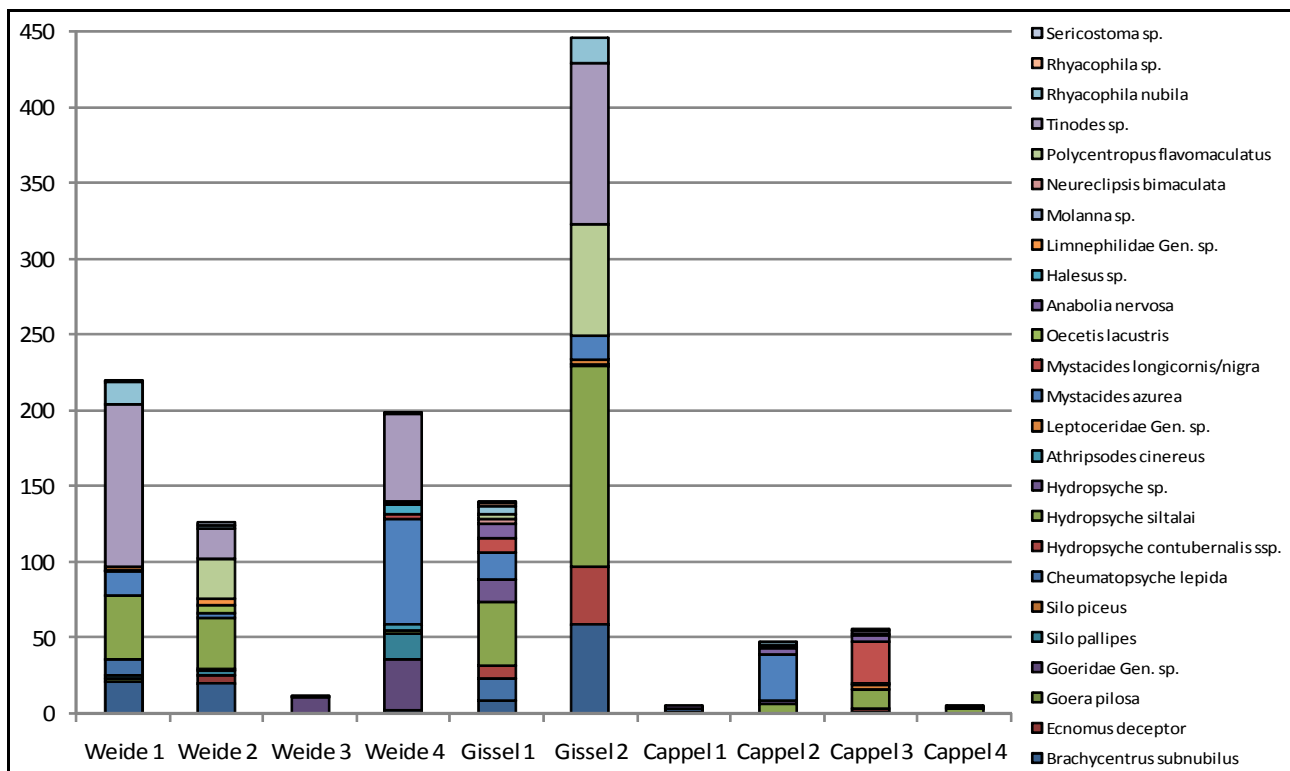


Abb. 13-82: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Diese starke Spezialisierung auf einzelne Untersuchungsabschnitte ist nicht nur für die EPT-Fauna festzustellen, sondern gilt ebenso für die übrigen taxonomischen Einheiten. Betrachtet man die Verbreitung jedes einzelnen Taxons, so wird offensichtlich, dass der größte Anteil aller Taxa (37 Taxa oder 31,4%) in nur einem einzigen der zehn Untersuchungsabschnitte nachgewiesen wurde (Abb. 13-83). In allen zehn Abschnitten wurden hingegen nur neun Taxa (7,6%) nachgewiesen. Dies sind die Wassermilben *Hydrocarina* sp., die Wasserassel *Asellus aquaticus*, der Flohkrebs *Gammarus roeseli*, die Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis* sp., die Wasserwanzen der *Corixidae*, die Schlammröhrenwürmer der *Tubificidae* sowie drei Taxa der Zuckmückenlarven *Chironomini* Gen. sp. Von diesen neun Taxa wurden lediglich *Gammarus roeseli* und *Asellus aquaticus* bis auf das Artniveau bestimmt. Es ist zu vermuten, dass bei einer Bestimmung der übrigen sieben Taxa bis auf das Artniveau weitere Arten nachgewiesen werden könnten, die nicht in allen zehn Abschnitten vorkommen würden.

Demnach ist keiner der zehn Untersuchungsabschnitte für sich genommen vollständig repräsentativ für den Mittellauf der Lauf. Um ein möglichst vollständiges Bild der Makrozoobenthosfauna in einem Fließgewässer zu erhalten, ist es daher nicht ausreichend die verschiedenen Habitattypen eines Abschnitts zu beproben. Vielmehr müssen auch verschiedene Abschnitte des zu untersuchenden Gewässers beprobt werden. Andernfalls haben die ermittelten Taxalisten nur lokale Aussagekraft und erlauben keine Rückschlüsse auf die ökologische Güte eines ganzen Gewässers.

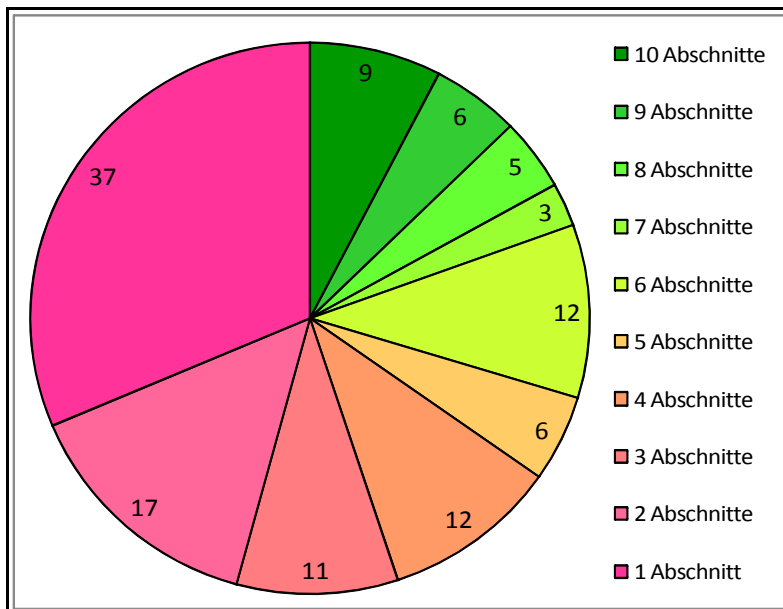


Abb. 13-83: Nachweis der 118 Taxa in den Untersuchungsabschnitten

Die Stetigkeit der Taxa kann nicht nur hinsichtlich der Untersuchungsabschnitte analysiert werden, sondern auch innerhalb eines jeden Abschnitts. Da jeder Untersuchungsabschnitt aus einer Vielzahl von Mikrohabitaten aufgebaut ist und diese, wie in den vorherigen Teilkapiteln beschrieben, in sehr unterschiedlichem Maße von den Arten des Makrozoobenthos besiedelt werden, sagt der reine Nachweis eines Taxons in einem Abschnitt nur wenig über seine Verbreitung in diesem Abschnitt aus. In Abb. 13-84 ist daher dargestellt, welcher Anteil des Makrozoobenthos' (bezogen auf die Taxazahl) in wievielen Proben eines jeden Abschnitts nachgewiesen wurde.

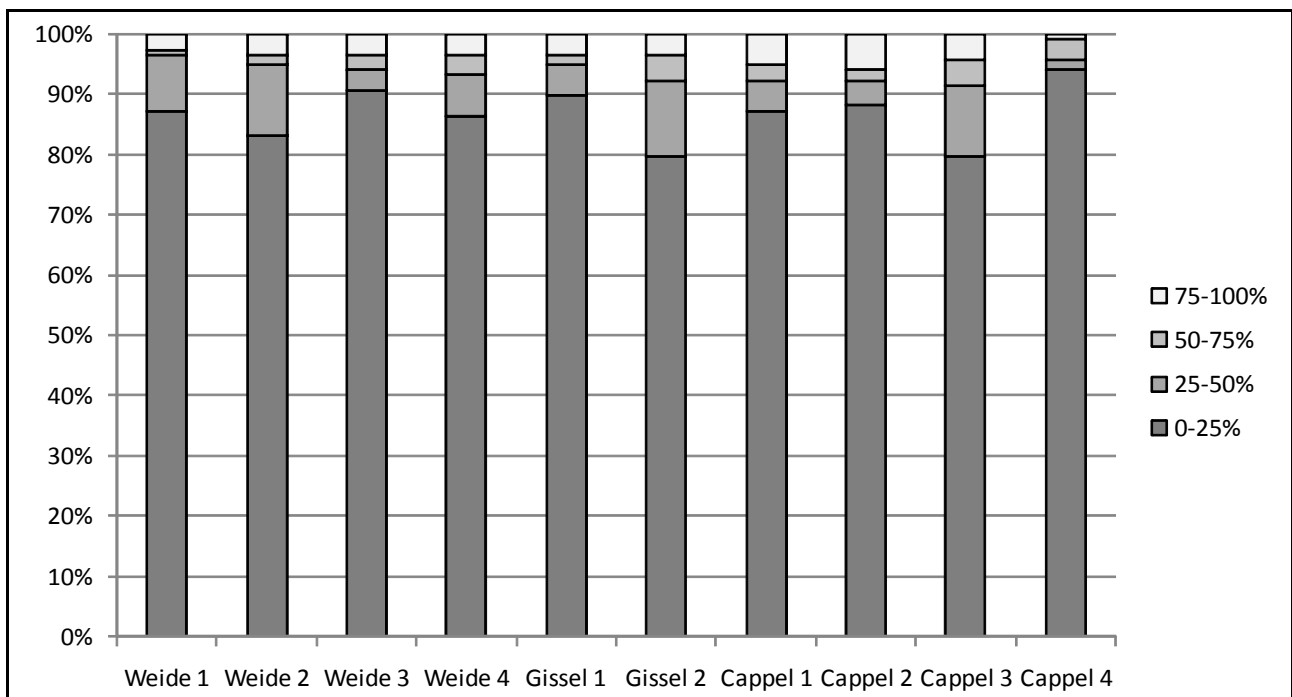


Abb. 13-84: Stetigkeit des Nachweises der Taxa des Makrozoobenthos' in den Proben der Untersuchungsabschnitte (in % der Taxa)

In allen zehn Untersuchungsabschnitten konnte die überwiegende Mehrheit aller Taxa (zwischen rund 80% in den Abschnitten Gissel 2 und Cappel 3 und rund 94% im Abschnitt Cappel 4) in höchstens 25% aller Proben des jeweiligen Abschnitts nachgewiesen werden. Ein nur verschwindend geringer Anteil des Makrozoobenthos' (zwischen 0,8 und 5,9%) hingegen wurde in mehr als 75% aller Proben eines Abschnitts nachgewiesen.

Allerdings waren diese wenigen Charakterarten für einen Großteil der Gesamtindividuen-dichte der Untersuchungsabschnitt verantwortlich. Wie Abb. 13-85 zeigt, stellten die ein bis sieben Taxa, welche in 75-100% aller Proben eines Abschnittes nachgewiesen wurden, zwischen 17,5 und 78,6% der gesamten Individuendichte, wobei der Mittelwert aller Abschnitte bei rund 54% lag. In dem Untersuchungsabschnitt Cappel 4, der durch den mit großem Abstand geringsten Wert von 17,5% gekennzeichnet war, dominierten stattdessen die Taxa, die in nur 50-75% aller Proben nachgewiesen wurden, was daran liegt, dass nur ein einziges Taxon in mehr als 75% aller Proben nachgewiesen wurde. Dies ist ein Anzeichen dafür, dass die Besiedelung des 2005 renaturierten Abschnitts noch nicht abgeschlossen war und die konkurrenzstarken Generalisten sich noch nicht flächendeckend in dem Abschnitt ausgebreitet hatten.

Interessant ist weiterhin, dass der Anteil der in nur wenigen Proben nachgewiesenen Taxa an der Gesamtindividuen-dichte in den strömungsreichen Hauptlaufabschnitten Weide 1 und Gissel 1 mit 31,5 und 29,8% ausgesprochen hoch lag. Die vielen räumlich spezialisierten Taxa in diesen Bereichen tragen somit wesentlich zu der Charakteristik des Makrozoobenthos' und damit zu einer vielfältigen und stabilen Biozönose bei. In den Abschnitten Cappel 1 und 2 (sowie in verringertem Umfang auch in dem Abschnitt Weide 3) hingegen ist der Anteil der räumlich begrenzt vorkommenden Taxa ausgesprochen gering, was für eine weniger stabile, durch das massenhafte Vorkommen einiger Arten charakterisierte Makrozoobenthosgemeinschaft, spricht.

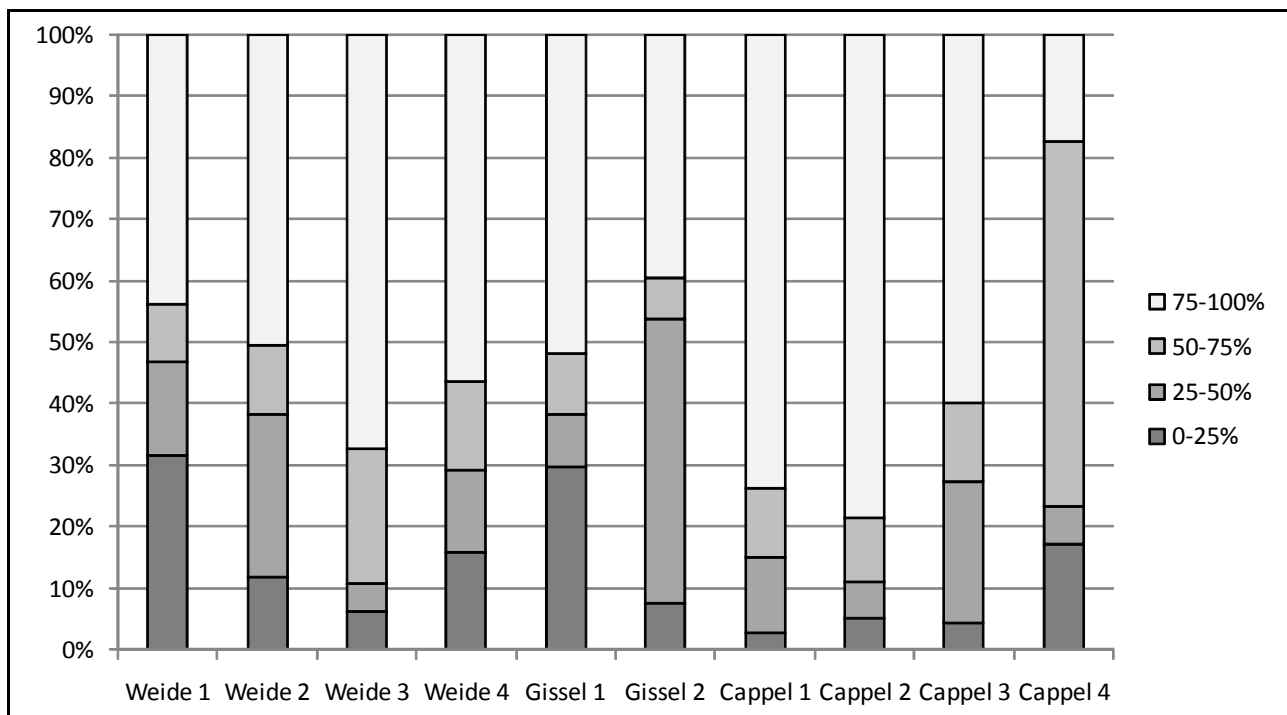


Abb. 13-85: Summierte mittlere Individuendichte der Taxa in den vier Stetigkeitsklassen

Fasst man die beiden Abbildungen bezüglich des Anteils der Taxa und der Individuendichte bezogen auf die Stetigkeit des Vorkommens zusammen, so prägten die abundanzstärksten Taxa *Gammarus roeseli*, *Tubificidae Gen. sp.*, *Hydrocarina sp.*, *Chironomini Gen. sp.*, *Baetis sp.* und *Corixidae Gen. sp.* zwar die meisten Proben und Untersuchungsabschnitte, die allermeisten Taxa waren jedoch keine ubiquitär vorkommenden Generalisten, sondern hochspezialisiert und kamen räumlich stark begrenzt vor. Selbst unter den zehn abundanzstärksten Taxa jedes Untersuchungsabschnittes waren etliche, die zwar in einigen Abschnitten das Gesamtbild der Makrozoobenthosfauna prägten (*Simulium sp.* in den Abschnitten Weide 1 und Gissel 1 oder *Aphelocheirus aestivalis* in den Abschnitten Weide 2 und Gissel 2), in anderen Abschnitten aber keinen großen oder gar keinen Anteil an der Gesamtartenzusammensetzung hatten.

Diese starke Spezialisierung bestätigt sich auch, wenn der Spezialisierungsindex (siehe Kap. 13.3.8) auf die Taxalisten der Untersuchungsabschnitte angewendet wird. Der mittlere Indexwert aller Taxa in den Untersuchungsabschnitten lag zwischen 2,91 (im Abschnitt Cappel 1) und 3,48 (im Abschnitt Weide 1). Mit Ausnahme des Abschnitts Cappel 1 war der mittlere Indexwert in allen Abschnitten größer als 3,0 und lag damit eher im Bereich der stenopotenten Taxa (Abb. 13-86). In den im Gesamtvergleich strukturreichen und strömungsstarken Abschnitten Weide 1, Weide 2, Weide 4, Gissel 1 und Cappel 3 war der Indexwert höher und damit die nachgewiesenen Taxa stärker spezialisiert als in den struktur- und strömungsarmen Abschnitten Cappel 1, Cappel 2 und Weide 3.

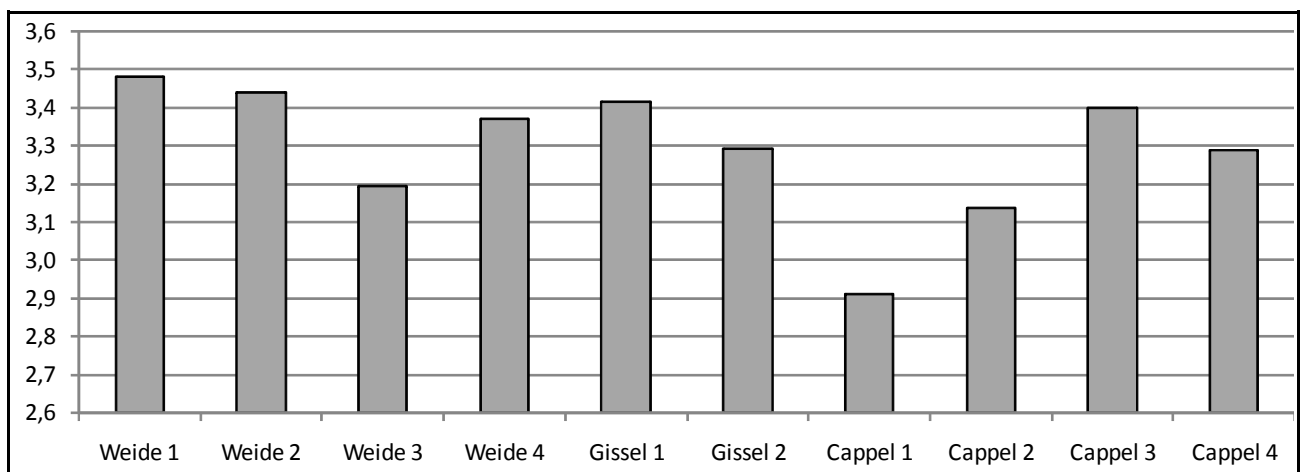


Abb. 13-86: Mittelwerte des Spezialisierungsindex' aller Taxa in den Untersuchungsabschnitten (5,0 = stark stenopotent, 1,0 = stark eurypotent, 3,0 = neutral)

Betrachtet man statt des Mittelwertes die Einzelwerte aller Taxa, die pro Abschnitt nachgewiesen wurden, so konkretisiert sich dieses Bild weiter. Fast 50% aller Taxa in allen Untersuchungsabschnitten wurden als stenopotent eingestuft, wobei der Anteil der streng stenopotenten Taxa in den Abschnitten Weide 1 und Gissel 1 mit je 27,8% am größten war, während der Anteil der eurypotenten Taxa im Mittel mit 30% deutlich niedriger ausfiel (Abb. 13-87). Den größten Anteil streng eurypotenter Taxa weist der Abschnitt Cappel 1 (17,9%) auf, gefolgt von den Abschnitten Weide 3 (15,2%), Cappel 4 (14,7%) und Cappel 2 (12,8%).

Erwartungsgemäß erhöht sich der Anteil der eurypotenten Taxa, wenn der Auswertung nicht alle Taxa, sondern nur jene mit einem stetigen Vorkommen von mindestens 0,5 Individuen/Probe zu Grunde liegen, da vor allem die hochspezialisierten Taxa in nur wenigen Proben und teilweise in nur geringen Abundanzen nachgewiesen wurden. Die mittleren

Indexwerte dieser, für jeden Untersuchungsabschnitt charakteristischen Taxa lagen mit Werten zwischen 2,26 (Cappel 1) und 3,02 (Cappel 3) um 0,5 bis 1 niedriger und damit im schwach eurypotenten bis neutralen Bereich. In den Abschnitten Gissel 1 und 2, Weide 3 und 4 sowie Cappel 3 kamen jedoch auch noch stark stenopotent Taxa in größerer Anzahl vor (Abb. 13-87). Damit wiesen die renaturierten Seitenarme einen deutlich höheren Anteil an stark spezialisierten Charakterarten auf als die benachbarten Hauptlaufabschnitte, was als eindeutiger Renaturierungserfolg gedeutet werden kann.

Reduziert man die betrachtete Taxaliste noch stärker und berücksichtigt nicht die Taxa, die nur rein rechnerisch in jeder zweiten Probe nachgewiesen wurden (über den Indikatorwert von 0,5 Ind./m²), sondern nur jene Taxa, die auch tatsächlich in mindestens 50% aller Proben eines Abschnitts vorgefunden wurden, verschiebt sich die Indexbewertung noch weiter in Richtung Eurypotenz. Der Anteil als eurypotent eingestufte Taxa unter jenen Taxa, die in mindestens 50% aller Proben nachgewiesen wurden, lag im Mittel bei rund 96%. Lediglich im Abschnitt Cappel 3 enthielt diese reduzierte Taxaliste überhaupt noch als stenopotent eingestufte Taxa (*Valvata piscinalis* (Mollusca – Bivalia) und *Radix balthica* (Mollusca – Gastropoda)). Hierbei ist wichtig, zu beachten, dass die Einstufung der Taxa als steno- oder eurypotent, nur teilweise auf autökologischen Informationen und größtenteils auf dem Vorkommen in den Untersuchungsgebieten basiert. Die Einstufung der beiden *Mollusca* als „spezialisiert“ bezieht sich somit nur auf ihr räumlich stark begrenztes Vorkommen in den Untersuchungsgebieten sowie eine differenzierte Besiedelung verschiedener Strömungs-, Wassertiefen- und Substratbereiche. In anderen Wasserkörpern (z.B. dem Unterlauf der Lahn) sind diese typischen Potamalarten durchaus regelmäßig und häufig anzutreffen und dort eher als eurypotent einzustufen.

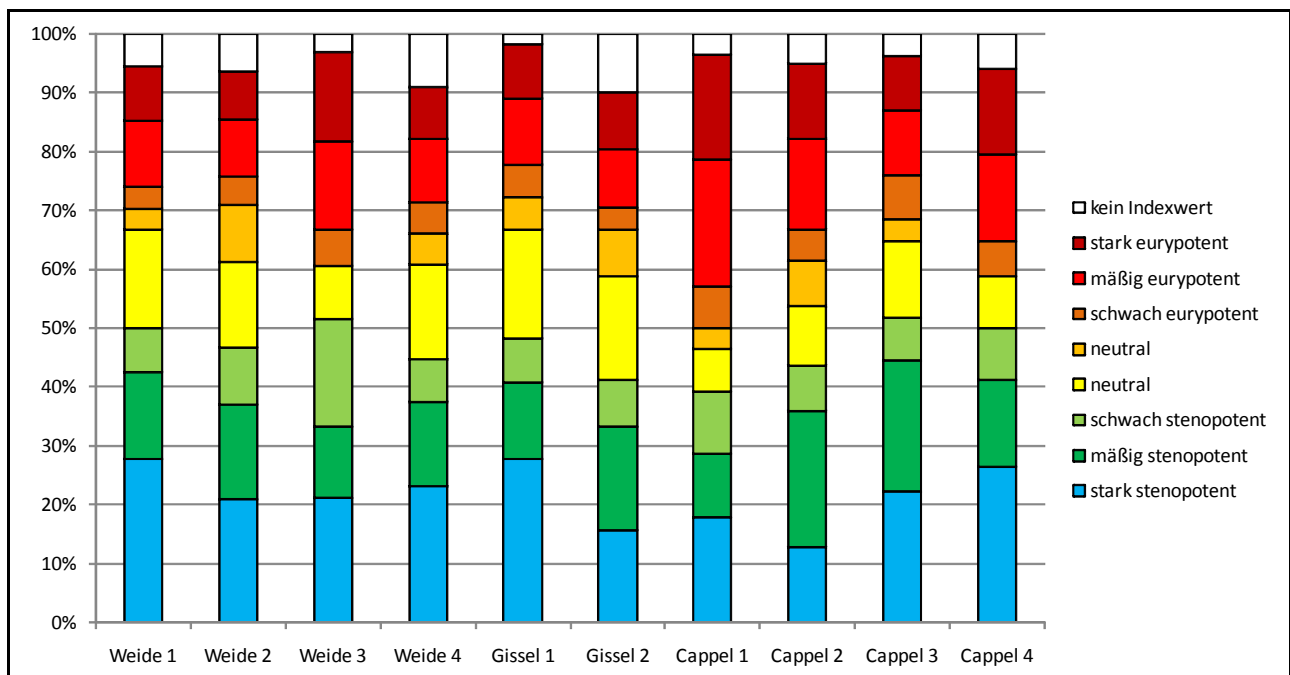


Abb. 13-87: Einteilung der Taxa in den Untersuchungsabschnitten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (alle nachgewiesenen Taxa)

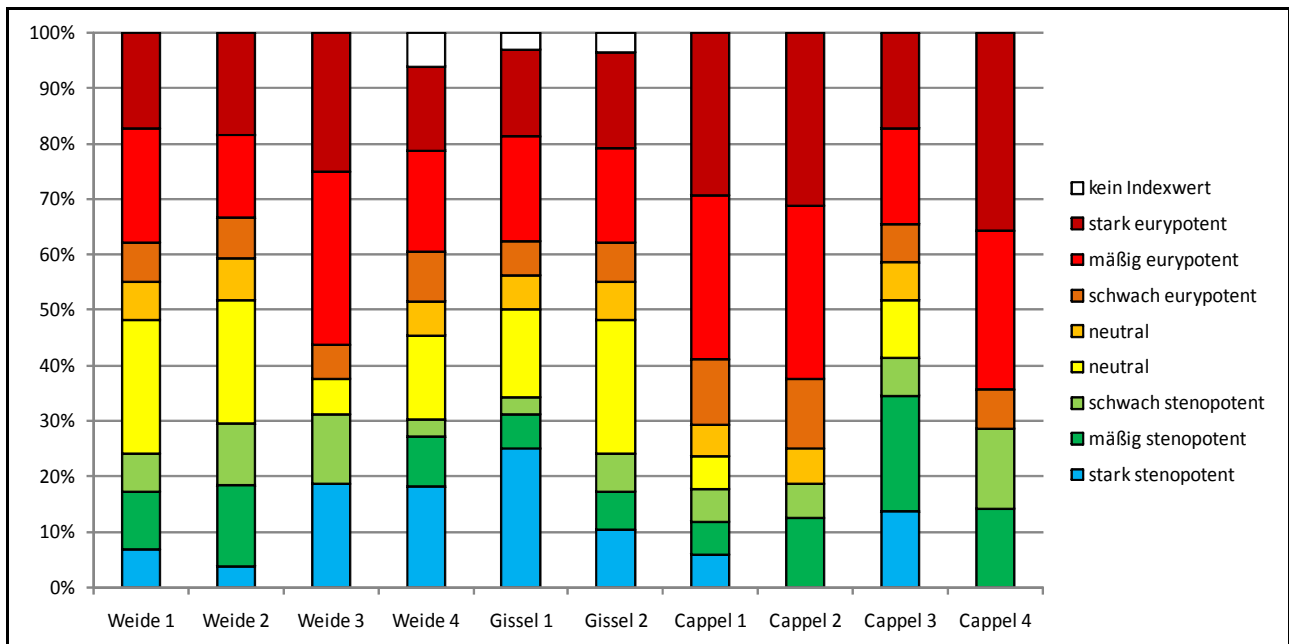


Abb. 13-88: Einteilung der Taxa in den Untersuchungsabschnitten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (alle Taxa mit einem stetigen Nachweis von mindestens 0,5 Ind./Probe)

13.4.2 Gruppierung der Untersuchungsabschnitte

Die Auswahl der Untersuchungsabschnitte erfolgte nach ihrer Lage im Gewässerbett (Hauptlauf oder renaturierter Seitenarm), ihrer Lage im Längsverlauf der Lahn (direkt unterhalb oder im Rückstaubereich eines Wehres) sowie nach ihrer Gewässerstrukturgüte (struktureich oder strukturarm). Diese Klassifizierungen der 10 Untersuchungsabschnitte können auch für das Makrozoobenthos nachvollzogen werden und so Aufschluss darüber geben, welche Rolle beispielsweise die Seitenarme oder die Rückstaubereiche für die Besiedelung durch das Makrozoobenthos spielen.

13.4.2.1 Gruppierung nach der Lage im Längsverlauf

Zunächst sollen an dieser Stelle die Untersuchungsabschnitte ihren Untersuchungsgebieten zugeordnet werden. Daher folgt nun eine kurze Analyse des Makrozoobenthos' der drei Gebiete „Auf der Weide“ (frei fließend direkt unterhalb eines Wehres), „Cappeler Fischerwiese“ (rückstau beeinflusst) und „Gisselberger Straße“ (frei fließend, zwischen den beiden erstgenannten Gebieten gelegen).

Die mittleren Individuendichten und die mittleren Taxazahlen unterschieden sich von Gebiet zu Gebiet erheblich. Die höchste Individuendichte (3.010 Ind./m²) und Taxazahl (53 Taxa) wies das nicht renaturierte Gebiet „Gisselberger Straße“ auf. „Auf der Weide“ wurden mit 51 Taxa nur geringfügig weniger Taxa, aber mit 2.500 Ind./m² eine deutlich niedrigere Individuendichte verzeichnet. Das Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ schließlich war durch die geringste Individuendichte (2.300 Ind./m²) und eine sehr niedrige Taxazahl von nur 39 gekennzeichnet.

Vergleicht man hingegen statt der mittleren Taxazahlen die absoluten Taxazahlen (also eine Betrachtung des Nachweises Taxon pro Taxon in jedem Untersuchungsgebiet), so

wurden in dem Gebiet „Auf der Weide“ mit 89 Taxa die meisten Taxa nachgewiesen, gefolgt von 74 Taxa im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ und 68 Taxa in dem Gebiet „Gisselberger Straße“. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass in dem letztgenannten Gebiet nur 2 statt 4 Abschnitte untersucht wurden, daher also auch weniger Proben entnommen und dadurch weniger Taxa bestimmt wurden.

Die Zusammensetzung des gesamten Makrozoobenthos' hingegen unterschied sich hinsichtlich der abundanzstärksten Taxa nicht grundsätzlich zwischen den drei Untersuchungsgebieten. Der Anteil der *Crustacea* und *Diptera* war in allen Gebieten ähnlich hoch (50,9% in Cappel, 56,2% in Gisselberg und 57,1% im Gebiet „Auf der Weide“). Diese beiden Ordnungen dominierten damit alle Untersuchungsgebiete deutlich (Abb. 13-89, linker Teil). Auch der Anteil der *Ephemeroptera* und der *Heteroptera* war in allen drei Gebieten ähnlich hoch (12,4% in Cappel, 16,2% in Gisselberg und 15,0% „Auf der Weide“), allerdings überwogen in dem Gebiet Gisselberg die *Ephemeroptera*, in Cappel die *Heteroptera* und im Gebiet „Auf der Weide“ waren beide Ordnungen in etwa gleich stark vertreten. Größere Unterschiede traten hingegen bei den *Oligochaeta* auf, die im Gebiet Cappel einen viel größeren Anteil an der Gesamtindividuellendichte aufwiesen als in den anderen Gebieten, ebenso wie die *Megaloptera* und *Mollusca*. Dafür waren die Anteile der *Plecoptera* und *Trichoptera* in Cappel deutlich geringer und die *Turbellaria*, die Indikatoren für größere Strömungsgeschwindigkeiten sind, fehlten in Cappel vollständig.

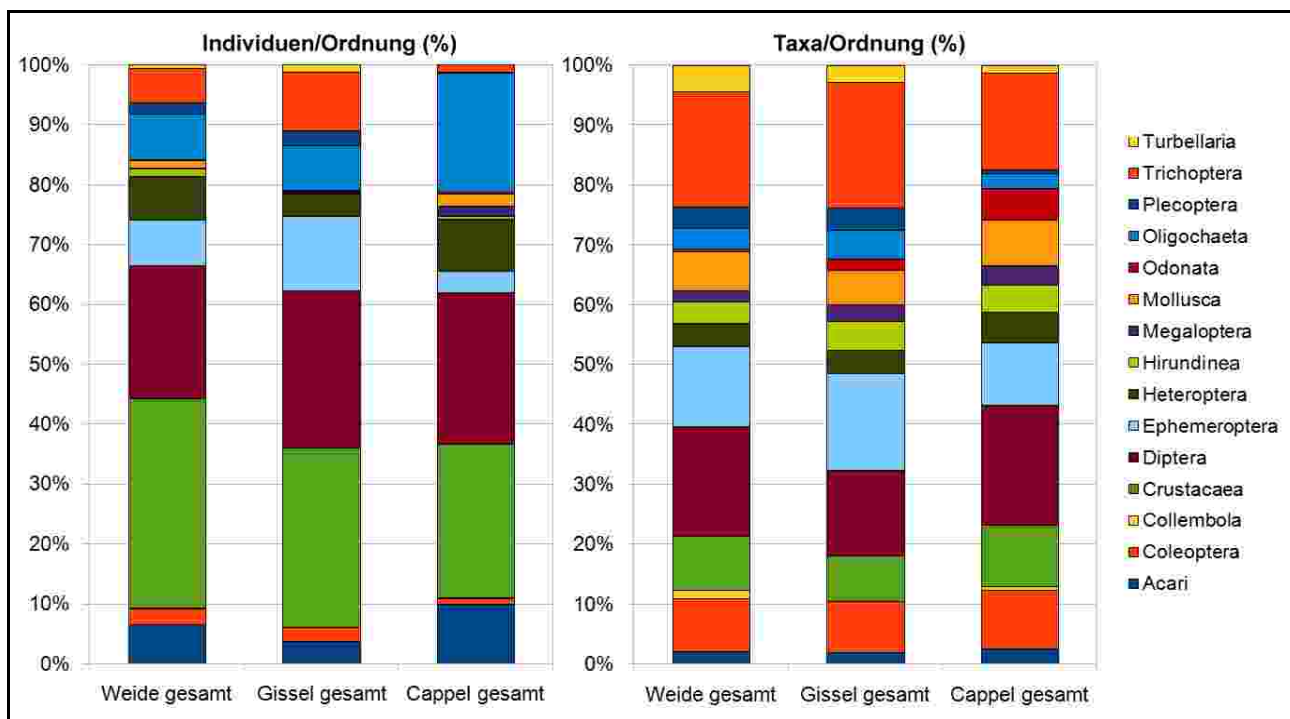


Abb. 13-89: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsgebieten (in % der Individuellendichte und in % der Taxazahl)

Hinsichtlich der Taxazahlen verschiebt sich der Schwerpunkt wie auch schon bei den einzelnen Untersuchungsabschnitten hin zu den *Trichoptera* (Abb. 13-89, rechter Teil). Vor allem die *Crustacea* waren deutlich schwächer vertreten als bezüglich der Individuellendichte, was durch das massenhafte Vorkommen vor allem von *Gammarus roeseli* bedingt ist.

Neben den *Trichoptera* waren die *Diptera* und die *Ephemeroptera* die taxareichsten Ord-

nungen.

Auffällig ist, dass die *Oligochaeta*, die hinsichtlich der Individuendichte in Cappel sehr stark vertreten waren, bezogen auf die Anzahl der Taxa eben dort den geringsten Anteil ausmachten. Wie schon bei den *Crustacea* ist auch dies ein Hinweis auf das massenhafte Vorkommen der wenigen Taxa dieser Ordnung, vor allem der *Tubificidae* in dem Cappeler Gebiet. Die *Odonata* hingegen waren gerade in dem Gebiet Cappel besonders artenreich vertreten. Die geringe Strömungsgeschwindigkeit in diesem Bereich kommt den ökologischen Ansprüchen der verschiedenen Libellenarten mehr entgegen als die höhere Strömungsgeschwindigkeit in den eher frei strömenden Bereichen.

Insgesamt wurden 39,5% aller Taxa in jedem der drei Untersuchungsgebiete nachgewiesen (Abb. 13-90). Unter diesen Taxa sind auch viele der abundanzstärksten Taxa, welche als Charakterarten für den Mittellauf der Lahn angesehen werden können (*Gammarus roeseli*, *Baetis* sp., *Chironomini* Gen. sp., *Simulium* sp., *Corixidae* Gen. sp., *Tubificidae* Gen. sp. und *Hydrocarina* sp.). Die übrigen knapp 60%, und damit der Großteil aller Taxa, kamen in geringerer Abundanz vor und bevorzugten eines oder zwei der drei Untersuchungsgebiete. 17,5% aller Taxa wurden ausschließlich in dem Gebiet „Auf der Weide“ nachgewiesen (45% davon *Trichoptera* und je 15% *Ephemeroptera* und *Diptera*), während nur 2,6% in diesem Gebiet gar nicht vorgefunden wurden. Dies unterstreicht nochmals die große Bedeutung dieses Gebietes für die Artenvielfalt der Lahn. In dem Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ wurden hingegen 8,8% aller Taxa nicht nachgewiesen während 10,5% aller Taxa ausschließlich dort vorkamen (ein Drittel davon *Coleoptera* und je ein Sechstel *Heteroptera*, *Mollusca* und *Odonata*). Die Werte für das Gebiet „Gisselberger Straße“ fielen noch ungünstiger aus (8,8% aller Taxa wurden nur hier vorgefunden (30% davon *Ephemeroptera* und 20% *Diptera*), 12,3% wurden hier nicht nachgewiesen), allerdings muss wiederum berücksichtigt werden, dass in diesem Gebiet keine renaturierten Seitenarme existieren, was die Habitatvielfalt und damit auch die Artenvielfalt einschränkt.

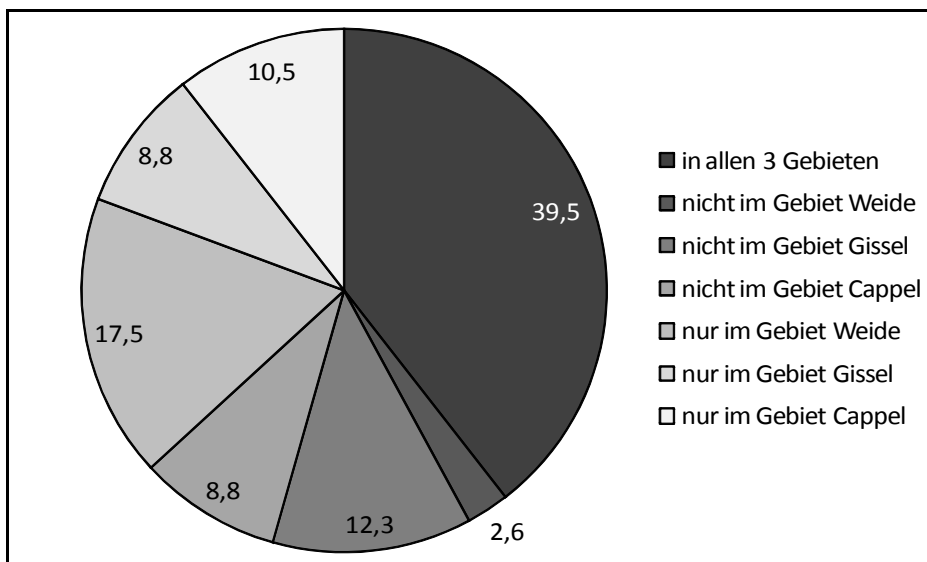


Abb. 13-90: Nachweis der Taxa des Makrozoobenthos' in den drei Untersuchungsgebieten (in % aller Taxa)

Schon aus diesen einfachen Überblicksdaten lassen sich, durch Berücksichtigung der morphologischen Charakteristik der drei Untersuchungsgebiete, weitere Erkenntnisse über die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' gewinnen. Jene Taxa, die nicht in dem

Gebiet „Gisselberger Straße“ vorgefunden wurden (12,3%), könnten auch als Taxa angesprochen werden, die bevorzugt in den Seitenarmabschnitten vorkommen und eher geringe Strömungsgeschwindigkeiten favorisieren. Zusammen mit den 10,5% der Taxa, die nur in Cappel nachgewiesen wurden, können somit mehr als 20% aller Taxa als limnophil bis limnobiont angesprochen werden. Dies deckt sich auch mit den autökologischen Angaben aus der PERLODES-Datenbank (23% limnophile und -bionte Taxa). Die 8,8% aller Taxa, die nicht in dem Capper Gebiet vorkamen, können, gemeinsam mit den 8,8%, die ausschließlich in dem Gebiet „Gisselberger Straße“ nachgewiesen wurden, als eher strömungsliebend angesehen werden.

Die Einteilung der Taxa in steno- und eurypotent liefert, wie auch schon bei der Analyse der zehn Untersuchungsabschnitte, ein sehr ähnliches Ergebnis für alle drei Gebiete. Erst bei Betrachtung nicht aller Taxa, sondern nur jener mit einem steten mittleren Nachweis von mindestens 0,5 Ind./Probe werden deutliche Unterschiede sichtbar. So war der Anteil stark spezialisierter Taxa in dem Gebiet der „Capper Fischerwiese“ deutlich niedriger als in den Gebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ (4,5% statt 11,8 und 15,6%) und der Anteil eurypotenter Taxa mit 54,5% sehr viel höher als in den beiden anderen Gebieten (Abb. 13-91).

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Gebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ gleicht sich bis auf wenige Prozent Abweichung. In beiden Gebieten liegt der Anteil der spezialisierten Taxa bei rund 40% und der Anteil der eurypotenten Taxa bei etwas einem Drittel (35,3% und 31,3%).

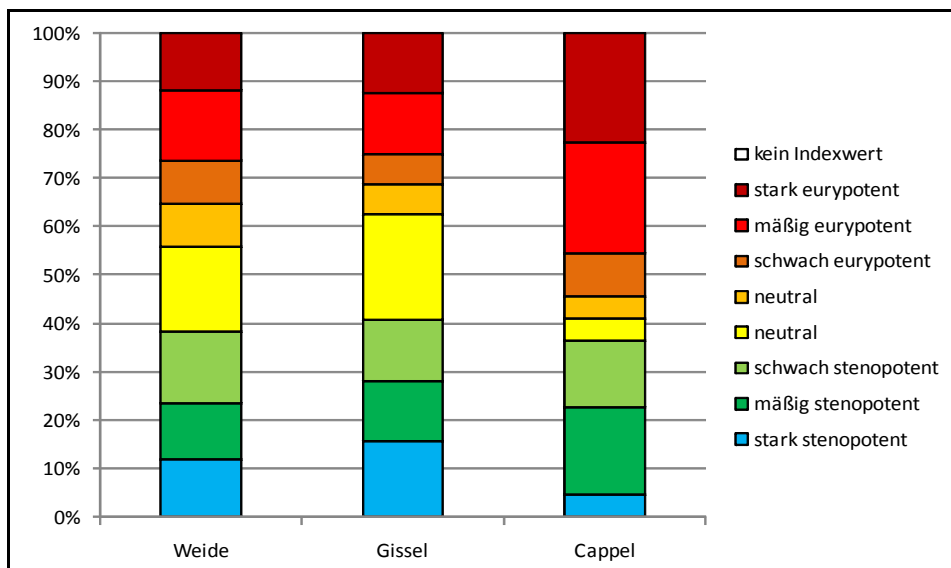


Abb. 13-91: Einteilung der Taxa in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (alle Taxa mit einem stetigen Nachweis von mindestens 0,5 Ind./Probe)

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' auf der Ebene der übergeordneten taxonomischen Einheiten und die Betrachtung der Stetigkeit und der Spezialisierung der Taxa gibt erste Aufschlüsse über die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der drei Untersuchungsgebiete und damit auch über den Einfluss des Rückstaus, der in Cappel am stärksten und im Gebiet „Auf der Weide“ gar nicht vorhanden ist. Detailliertere Informationen lassen sich jedoch nur durch eine Analyse der Taxa auf Ebene der Familien und Arten

gewinnen. Hierfür wurden wiederum die Taxa der drei EPT-Ordnungen herangezogen.

Hinsichtlich des Anteils der EPT-Fauna (sowohl auf Individuen- als auch auf Taxaniveau) wies das Gebiet der „Gisselberger Straße“ die höchsten Werte auf (24,1% aller Individuen und 41% aller Taxa), während in dem Cappeler Gebiet die niedrigsten Werte verzeichnet wurden (4,9% und 26,1%) und das Gebiet „Auf der Weide“ mit 14,4% und 35,2% genau in der Mitte lag.

Die Individuendichten der drei Ordnungen sind in Abb. 13-92 und die Taxazahlen in Abb. 13-93 dargestellt. In dem Gebiet „Gisselberger Straße“ wurde mit mehr als 700 Ind./m² die höchste Individuendichte der EPT-Fauna ermittelt, während in dem Gebiet „Auf der Weide“ die meisten EPT-Taxa nachgewiesen wurden. Für beide Parameter wurden in dem Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ die niedrigsten Werte festgestellt. Sowohl bezüglich der Individuendichte als auch der Taxazahlen zeigten die drei EPT-Ordnungen ein einheitliches Verhalten (die Maxima jeder Ordnung lagen in dem Gebiet, welches auch insgesamt die höchsten Werte zu verzeichnen hatte).

Die Abnahme der Taxazahlen von Gebiet zu Gebiet (Abb. 13-93) spiegelt sehr eindrücklich den zunehmenden Einfluss des stromabwärts gelegenen Steinmühl-Wehres wider.

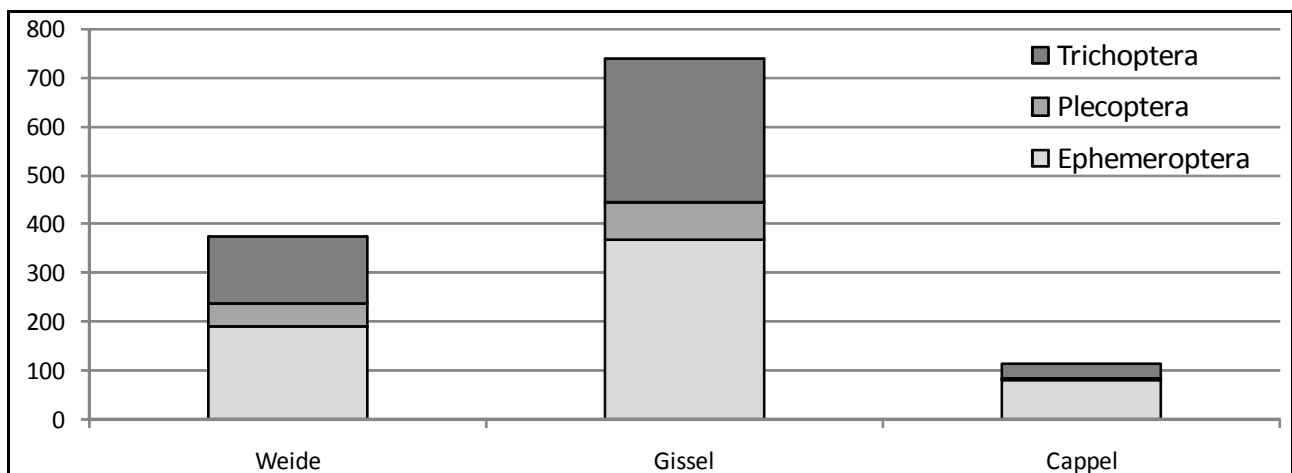


Abb. 13-92: Individuendichte der EPT-Fauna in den Untersuchungsgebieten (in Ind./m²)

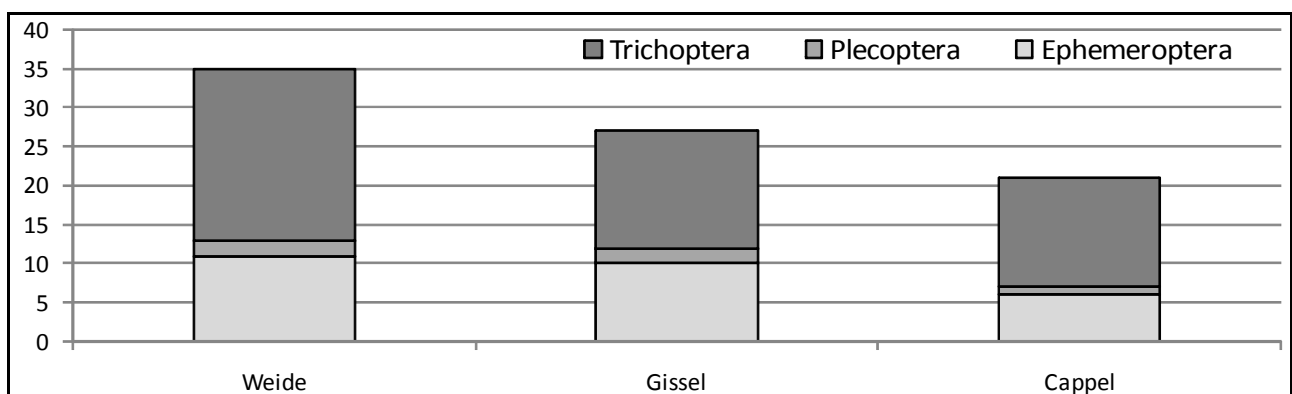


Abb. 13-93: Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Untersuchungsgebieten

Im Gebiet „Auf der Weide“ war die EPT-Fauna demnach durch eine hohe Diversität bei einer gleichzeitigen niedrigen Dichte der einzelnen Taxa charakterisiert (im Mittel 9,4 Ind./m² pro EPT-Taxon), während in dem Gebiet „Gisselberger Straße“ deutlich weniger

Taxa im Mittel höhere Dichten aufwiesen (18,5 Ind./m² pro EPT-Taxon). Das Cappeler Gebiet befand sich noch in einem frühen Sukzessionsstadium und war dementsprechend nur spärlich, aber schon durch vergleichsweise viele Taxa besiedelt (2,9 Ind./m² pro EPT-Taxon und 21 Taxa).

Die hohe Individuendichte im Gebiet „Gisselberger Straße“ kam vor allem durch die Familien der *Baetidae* (*Ephemeroptera*), *Hydropsychidae* (*Trichoptera*), *Leuctridae* (*Plecoptera*) und *Psychomyiidae* (*Trichoptera*) zu Stande (Abb. 13-94). Die hohen mittleren Individuendichten von bis zu 305 Ind./m² (*Baetidae*) waren jedoch nicht in allen Fällen damit zu begründen, dass dieses Gebiet deutlich bessere Bedingungen für die EPT-Taxa bot als das Gebiet „Auf der Weide“. Vielmehr muss berücksichtigt werden, dass bei der Berechnung der mittleren Abundanzen jedes Gebietes Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte zusammengeführt wurden und in der „Gisselberger Straße“ keine Seitenarmabschnitte existieren und somit auch der Anteil an strömungsarmen Proben, deutlich niedriger lag als in den beiden anderen Gebieten. Vergleicht man beispielsweise die Individuendichten der *Leuctridae* des Gebietes „Gisselberger Straße“ mit jenen der Hauptlaufabschnitte Weide 1 und 2, so sind die Werte sehr ähnlich – anders, als es Abb. 13-94 vermuten ließe.

Aus dem gleichen Grund – nämlich dem Fehlen von Seitenarmabschnitten im Gebiet „Gisselberger Straße“ – war die Zahl der EPT-Taxa in diesem Gebiet niedriger als in dem Gebiet „Auf der Weide“. Die Seitenarmabschnitte boten eine Vielzahl anderer, nicht in dem Hauptlauf der Lahn verfügbarer, Habitate, die von anderen EPT-Taxa besiedelt wurden. Dies erhöhte im Gebiet „Auf der Weide“ die Taxazahl gegenüber dem Gebiet „Gisselberger Straße“.

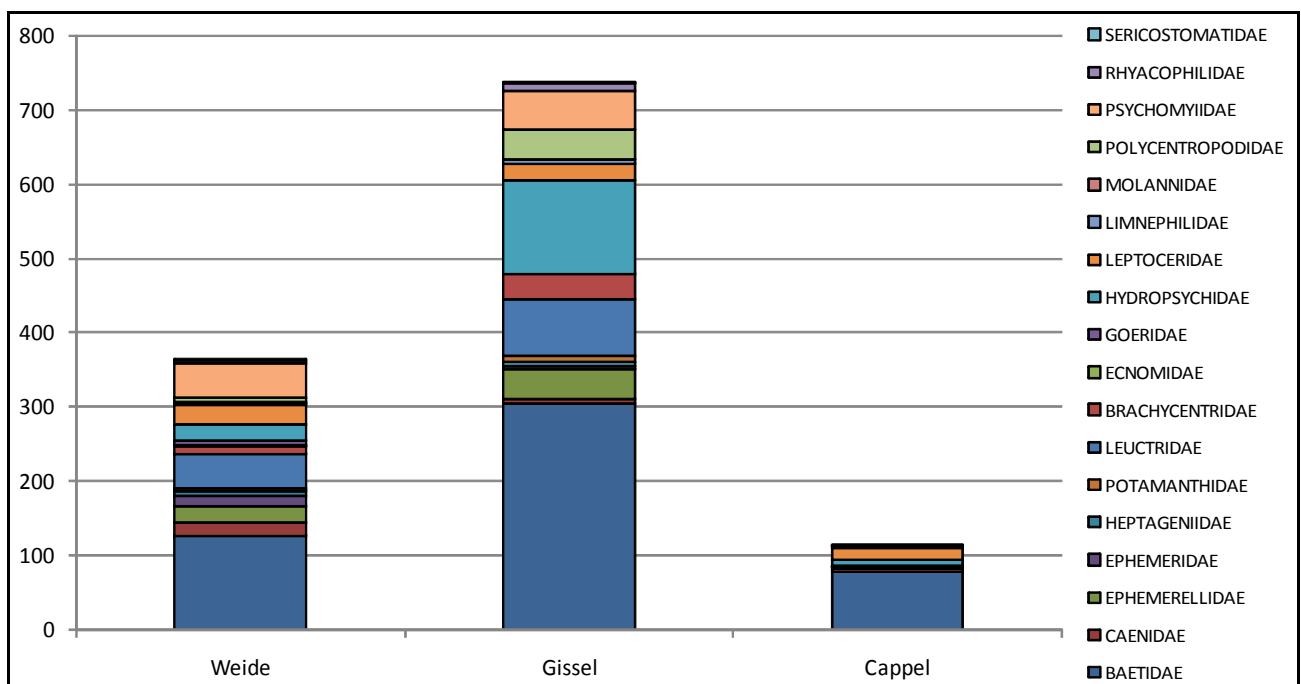


Abb. 13-94: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den Untersuchungsgebieten (Individuendichte in Ind./m²)

Trotzdem wurden in den beiden Abschnitten der Gisselberger Straße 27 EPT-Taxa aus 15 Familien nachgewiesen. In dem Gebiet „Auf der Weide“ waren es 35 Taxa aus 18 Familien und in Cappel nur 21 Taxa aus 13 Familien.

Auch in Cappel und „Auf der Weide“ dominierten die *Baetidae* (*Ephemeroptera*). Im Gebiet „Auf der Weide“ waren weiterhin die Familien der *Leuctridae* (*Plecoptera*), *Psychomyidae* (*Trichoptera*) und *Leptoceridae* (*Trichoptera*) in größeren Abundanzen vertreten, während in Cappel nur die *Leptoceridae* als zweit-wichtigste Familie neben den *Baetidae* in Erscheinung traten.

Unter den Eintagsfliegenlarven dominierte *Baetis* sp. in allen Gebieten, wobei diese Dominanz im Gebiet „Auf der Weide“ mit 34,5% deutlich geringer war als in den Gebieten „Gisselberger Straße“ (41,3%) und „Cappeler Fischerwiese“ („68%). Der hohe prozentuale Anteil der vergleichsweise anspruchslosen Gattung *Baetis* sp. ist ein Indikator für defizitäre Lebensbedingungen in den rückstaubeinflussten Abschnitten.

In den Gebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ waren die strömungsliebenden Taxa *Serratella ignita* und *Procloeon bifidum* nach *Baetis* sp. die Arten mit der größten Abundanz (Abb. 13-95). Beide Taxa kamen im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ nicht (*Serratella ignita*) oder kaum (*Procloeon bifidum*) vor. In diesem Gebiet waren vielmehr *Cloeon dipterum* und *Caenis luctuosa/macrura* stark vertreten – Arten die gemäß ihrer Autökologie schlammige und algenreiche Bereiche bevorzugen und daher in einem Gewässer wie der Lahn eher Indikatoren für eine schlechte Gewässergüte sind.

Vier der insgesamt 13 *Ephemeroptera*-Taxa hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in dem Gebiet „Auf der Weide“, *Ecdyonurus dispar* wurde sogar ausschließlich hier nachgewiesen. Weitere sechs Taxa kamen bevorzugt in dem Gebiet „Gisselberger Straße“ vor, wobei die strömungsliebenden Taxa *Ecdyonurus venosus*-Gr. und *Heptagenia sulphurea* nur in diesem Gebiet vorgefunden wurden. *Cloeon dipterum* war schließlich das einzige Taxon, welches das Cappeler Gebiet bevorzugte.

Wie schon bei der gesamten EPT-Fauna wies das Gebiet „Auf der Weide“ trotz geringerer Individuendichte (191 Ind./m²) mehr Taxa (11) als das Gebiet „Gisselberger Straße“ (369 Ind./m², zehn Taxa) auf. In Cappel wurden nur 6 Taxa mit einer Gesamtindividuendichte von nur 85 Ind./m² nachgewiesen.

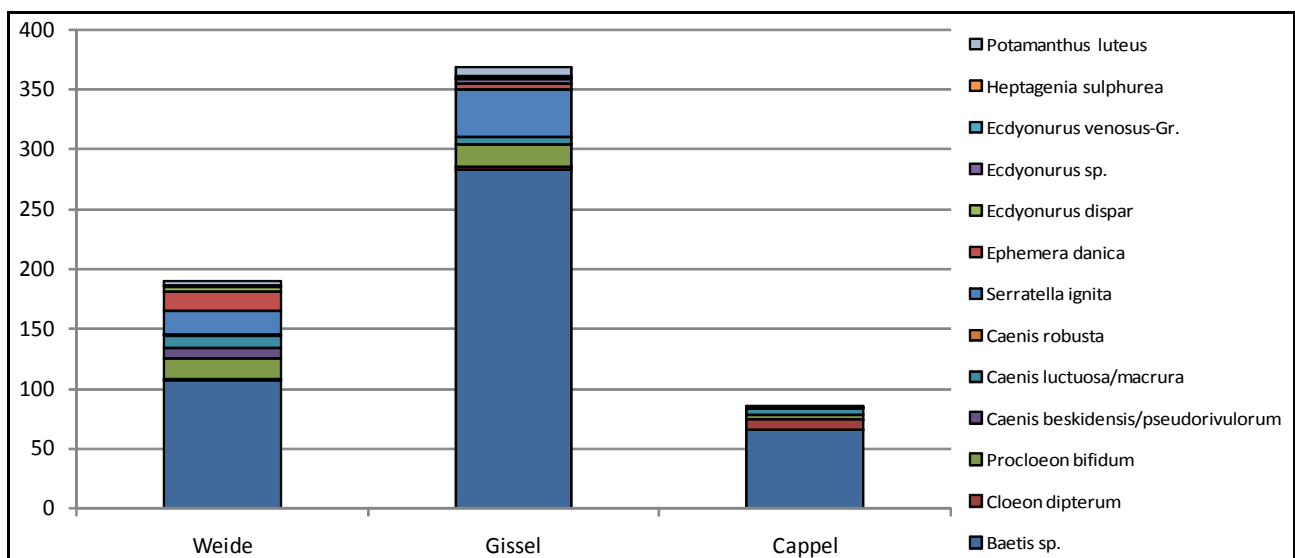


Abb. 13-95: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsgebieten (Individuendichte in Ind./m²)

Die Steinfliegenlarven folgten dem Verbreitungsmuster der Eintagsfliegen. Die höchste

Gesamtindividuumdichte wurde im Gebiet „Gisselberger Straße“ ermittelt, die niedrigste Individuumdichte hingegen im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ (Abb. 13-96). Hier wurde überdies nur *Leuctra geniculata* mit 0,8 Ind./m² nachgewiesen, während *Leuctra nigra* überhaupt nicht vorgefunden wurde. *Leuctra nigra*, die höhere Ansprüche hinsichtlich der Strömungsgeschwindigkeit stellt als die Epipotamal-Art *Leuctra geniculata* war in den beiden Gebieten mit stärkerer Strömungsgeschwindigkeit die abundanzstärkere Art.

Der fast vollständige Ausfall der *Plecoptera* in dem Cappeler Gebiet ist ein deutlicher Indikator für die Beeinträchtigung der Gewässerfauna durch den Rückstau und die damit verbundenen hydraulischen und morphologischen Veränderungen der Lahn.

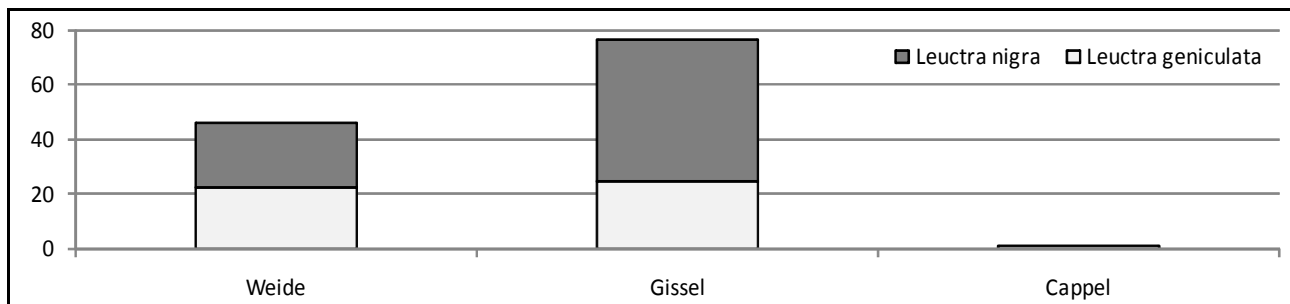


Abb. 13-96: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsgebieten (Individuumdichte in Ind./m²)

Die Köcherfliegen, als dritte und letzte Ordnung der EPT-Fauna, reihen sich ebenfalls in das bereits bekannte Verbreitungsmuster ein. Die höchste Gesamtindividuumdichte wurde im Gebiet „Gisselberger Straße“ ermittelt (293 Ind./m² im Vergleich zu 139 im Gebiet „Auf der Weide“ und 29 in Cappel), die höchste Taxazahl hingegen im Gebiet „Auf der Weide“ (22 Taxa im Vergleich zu 15 im Gebiet Gisselberger Straße und 14 in Cappel). Das Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ war, wie auch schon bei den *Ephemeroptera* und den *Plecoptera*, durch die niedrigste Taxazahl und Individuumdichte gekennzeichnet.

In dem Gebiet der „Gisselberger Straße“ dominierte das Taxon *Hydropsyche siltalai*, welches in den anderen Gebieten zwar charakteristisch, nicht jedoch dominant auftrat (Abb. 13-97). *Tinodes* sp., *Polycentropus flavomaculatus* und *Brachycentrus subnubilus* waren die weiteren Charakterarten in diesem Gebiet. *Hydropsyche siltalai* (und in weit geringerem Umfang auch die anderen Taxa) bevorzugt strömungs- und grobmateriareiche Gewässerabschnitte, was dem Gebiet „Gisselberger Straße“ eine gute Gewässergüte bescheinigt.

„Auf der Weide“ stellte *Tinodes* sp. die stärkste Köcherfliegengattung, gefolgt von *Mystacides azurea*, *Hydropsyche siltalai*, *Brachycentrus subnubilus* und *Goeridae* Gen. sp.

In Cappel wurde die individuenarme *Trichoptera*-Fauna von *Mystacides azurea*, *Mystacides longicornis/nigra* und *Hydropsyche siltalai* geprägt. Die Gattung *Mystacides* bevorzugt schlammige Habitate im Potamal sowie im Litoral von Stillgewässern, was das charakteristische Vorkommen im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“, aber auch in den Seitenarmabschnitten im Gebiet „Auf der Weide“ erklärt.

Insgesamt hatten 11 der 25 *Trichoptera*-Taxa ihren Verbreitungsschwerpunkt in dem Gebiet „Gisselberger Straße“, sieben Taxa wurden überwiegend oder ausschließlich „Auf der Weide“ nachgewiesen und *Mystacides longicornis/nigra* war das einzige Taxon, welches im Cappeler Gebiet die größte Abundanz aufwies.

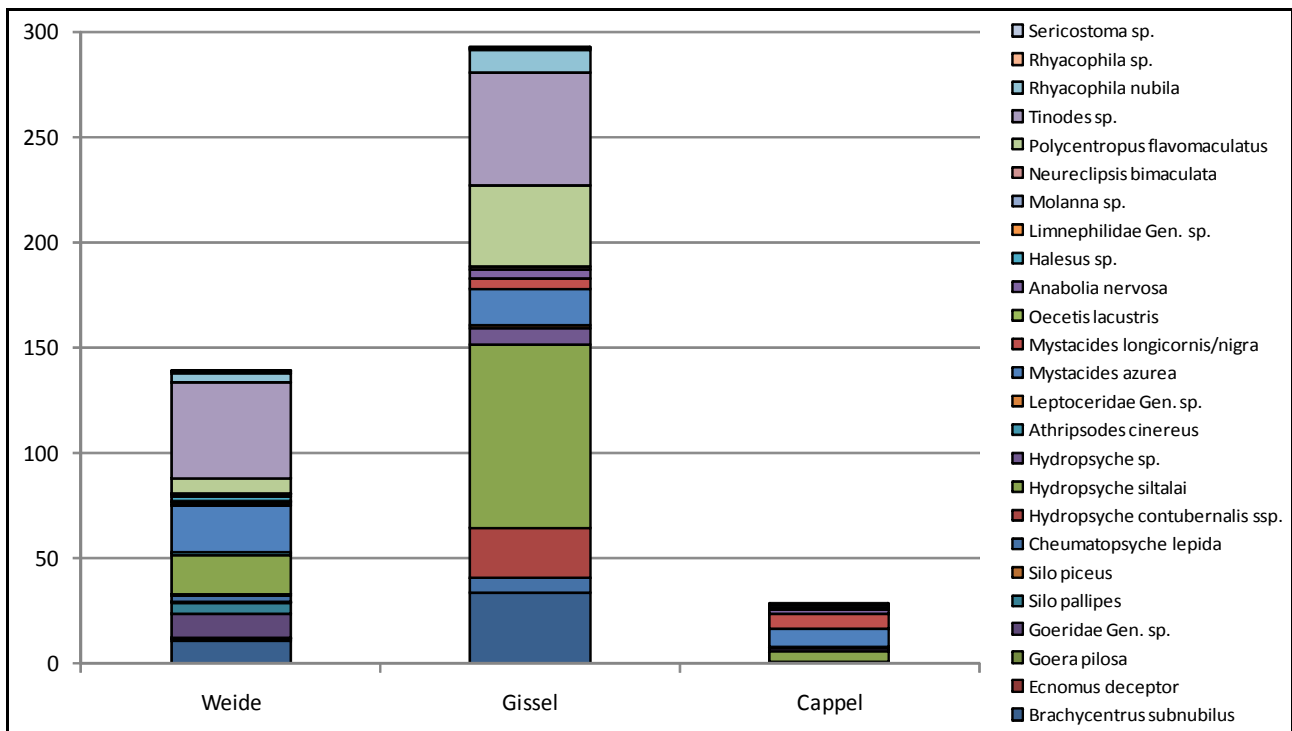


Abb. 13-97: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in den Untersuchungsgebieten (Individuendichte in Ind./m²)

Die Taxa aller drei EPT-Ordnungen zeigten bezüglich der Untersuchungsgebiete durchweg ein differenziertes Verbreitungsmuster und spiegelten die Unterschiede der drei Gebiete gut wider. Alle drei Ordnungen kennzeichneten das Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ als defizitär. Taxa, die für ein Gewässer wie die Lahn typisch sind (*Plecoptera*, Eintagsfliegen der Familien *Ephemerellidae* und *Heptageniidae* sowie Köcherfliegen der Gattung *Hydropsyche*), fehlten völlig oder kamen in nur geringen Abundanzen vor. Dafür war die EPT-Fauna in diesem Gebiet durch ausgewiesene Stillgewässerarten und vergleichsweise anspruchslose Taxa charakterisiert (*Baetis* sp., *Cloeon dipterum*, *Caenis luctuosa/macrura* und *Mystacides* sp.).

13.4.2.2 Gruppierung nach der Lage im Gewässerbett

Nach der Analyse der Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Untersuchungsabschnitte hinsichtlich ihrer Lage im Längsverlauf der Lahn und des Einflusses des Steinmühlwehres auf die Artenzusammensetzung, erfolgt nun in einem zweiten Schritt die Auswertung der Taxalisten hinsichtlich ihrer Lage im Gewässerbett. Unterschieden wird hierbei zwischen Untersuchungsabschnitten, die im Hauptlauf der Lahn liegen (Weide 1 und 2, Gissel 1 und 2 sowie Cappel 1 und 2) und Abschnitten in den renaturierten Seitenarmen der Lahn (Weide 3 und 4 sowie Cappel 3 und 4). Sowohl die Hauptlaufabschnitte als auch die Seitenarmabschnitte sind durch unterschiedliche Strömungs- und Habitatverhältnisse charakterisiert. Dennoch lassen sich Gemeinsamkeiten zwischen allen Abschnitten jeder Kategorie identifizieren, die eine generelle Beschreibung des Makrozoobenthos' in den renaturierten Seitenarmen zulassen.

Die mittlere Gesamtindividuumdichte in den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten war

nahezu identisch (2.535 Ind./m² und 2.503 Ind./m²), hinsichtlich der Taxazahlen traten jedoch erste Unterschiede auf. Die mittlere Taxazahl aller Hauptlaufabschnitte lag mit 48 Taxa um vier höher als die der Seitenarmabschnitte. Bei Betrachtung nicht der mittleren Taxazahlen pro Untersuchungsabschnitt, sondern des tatsächlichen Nachweises eines jeden Taxons, bleibt das Verhältnis beider Kategorien unverändert, allerdings liegen die Taxazahlen deutlich höher. 94 Taxa wurden in den Hauptlaufabschnitten nachgewiesen und 87 Taxa in den Seitenarmabschnitten. Wie bereits bei der Analyse der Untersuchungsgebiete muss jedoch auch hier berücksichtigt werden, dass den sechs Hauptlaufabschnitten nur vier Seitenarmabschnitte gegenüberstehen, die Taxazahlen also nur bedingt vergleichbar sind. Vergleicht man hingegen die Taxazahl/Abschnitt (als Quotient der Gesamttaxazahl und der Anzahl der Abschnitte), so sind die Seitenarmabschnitte zumindest theoretisch artenreicher als die Hauptlaufabschnitte (21,8 Taxa/Abschnitt gegen 15,7 Taxa/Abschnitt). Ob allerdings auch tatsächlich bei der Beprobung zweier zusätzlicher Seitenarmabschnitte genug Taxa nachgewiesen werden würden, um die Gesamttaxazahl der Seitenarmabschnitte jene der Hauptlaufabschnitte übersteigen zu lassen, konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht überprüft werden.

58,8% aller Taxa wurden sowohl im Hauptlauf der Lahn als auch in den Seitenarmen nachgewiesen. Weitere 23,7% wurden ausschließlich in den Hauptlaufabschnitten vorgefunden (ein Drittel davon *Trichoptera* und je 18,5% *Diptera* und *Ephemeroptera*) und 17,5% nur in den Seitenarmabschnitten (30% davon *Trichoptera* und je 15% *Diptera*, *Heteroptera* und *Mollusca*). Die abundanzstärksten Taxa, die auf den Hauptlauf beschränkt waren, sind die *Trichoptera*-Taxa *Polycentropus flavomaculatus* (17,3 Ind./m²), *Rhyacophila dorsalis/nubila* (6,6 Ind./m²) und *Cheumatopsyche lepida* (4,3 Ind./m²). In den Seitenarmabschnitten waren die abundanzstärksten Taxa, die ausschließlich dort nachgewiesen wurden, *Valvata piscinalis* (*Mollusca* – *Bivalvia*, 19,7 Ind./m²), *Goeridae Gen. sp.* (*Trichoptera*, 11,2 Ind./m²) und die *Ceratopogoninae* (*Diptera*, 7,0 Ind./m²). Die Individuendichten von weniger als 20 Ind./m² zeigen, dass die auf einen Bereich spezialisierten Taxa allenfalls kleinste Nischen besetzten. Die Informationen der Autökologie bezüglich der Präferenz des Litorals wurden durch diese Ergebnisse größtenteils bestätigt. Taxa, die bevorzugt in Stillgewässern vorkommen kamen in den strömungsberuhigten Seitenarmabschnitten in höheren Abundanzen vor als in den Hauptlaufbereichen (*Laccophilus minutus* Ad. (*Coleoptera*), *Cloeon dipterum* (*Ephemeroptera*) sowie *Musculium lacustre* (*Mollusca* - *Bivalvia*)).

Das Gesamtbild des Makrozoobenthos' wurde sowohl im Hauptlauf der Lahn als auch in den Seitenarmen von Taxa wie *Gammarus roeseli* (655 und 608 Ind./m²), *Tubificidae Gen. sp.* (288 und 325 Ind./m²) oder *Corixidae Gen. sp.* (125 und 144 Ind./m²) geprägt.

Hinsichtlich des Grades der Spezialisierung war die Zusammensetzung der Fauna in den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten sehr ähnlich. Rund 58% aller Taxa wurden in beiden Bereichen als stenopotent eingestuft. Auch der Anteil der eurypotenten Taxa ist mit 18,7% im Hauptlauf und 16,9% in den Seitenarmen annähernd gleich. Erst, wenn nicht alle Taxa, sondern nur jene mit einem steten Nachweis von mindestens 0,5 Ind./Probe betrachtet werden, zeigen sich leichte Unterschiede. So lag der Anteil der streng stenopotenten Taxa in den Seitenarmabschnitten mit 11,1% deutlich unter den 19,4% der Hauptlaufabschnitte. Dafür war der Anteil eurypotenter Taxa in den Seitenarmen mit 44,4% höher als im Hauptlauf der Lahn (38,7%). Die stark spezialisierten Taxa, die in den Seitenarmen in etwa ebenso zahlreich waren wie im Hauptlauf, wurden demnach in den renaturierten Bereichen in geringeren Abundanzen vorgefunden, während die Generalisten die Seitenarme ebenso stark besiedelten wie den Hauptlauf und daher die renaturierten Abschnitte stärker dominierten.

Wird die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' auf Ebene der taxonomischen Ordnung betrachtet, werden weitere Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und den Seitenarmen deutlich. In beiden Bereichen dominierten die *Crustacea* und *Diptera* die Gesamtindividuumdichte (Abb. 13-98, linker Teil), in den Seitenarmen war der Anteil der *Diptera* jedoch viel größer als im Hauptlauf (753 Ind./m² zu 518 Ind./m²). Daneben waren die Seitenarme auch durch höhere Anteile der *Hirundinea*, *Megaloptera* und *Mollusca* charakterisiert – Ordnungen, die typisch für Stillgewässer und langsam strömende Fließgewässer sind.

Im Hauptlauf der Lahn hingegen wurden größere Abundanzen von *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera* und *Turbellaria* nachgewiesen – Ordnungen, die typisch für Fließgewässer des Typs 9.2 sind.

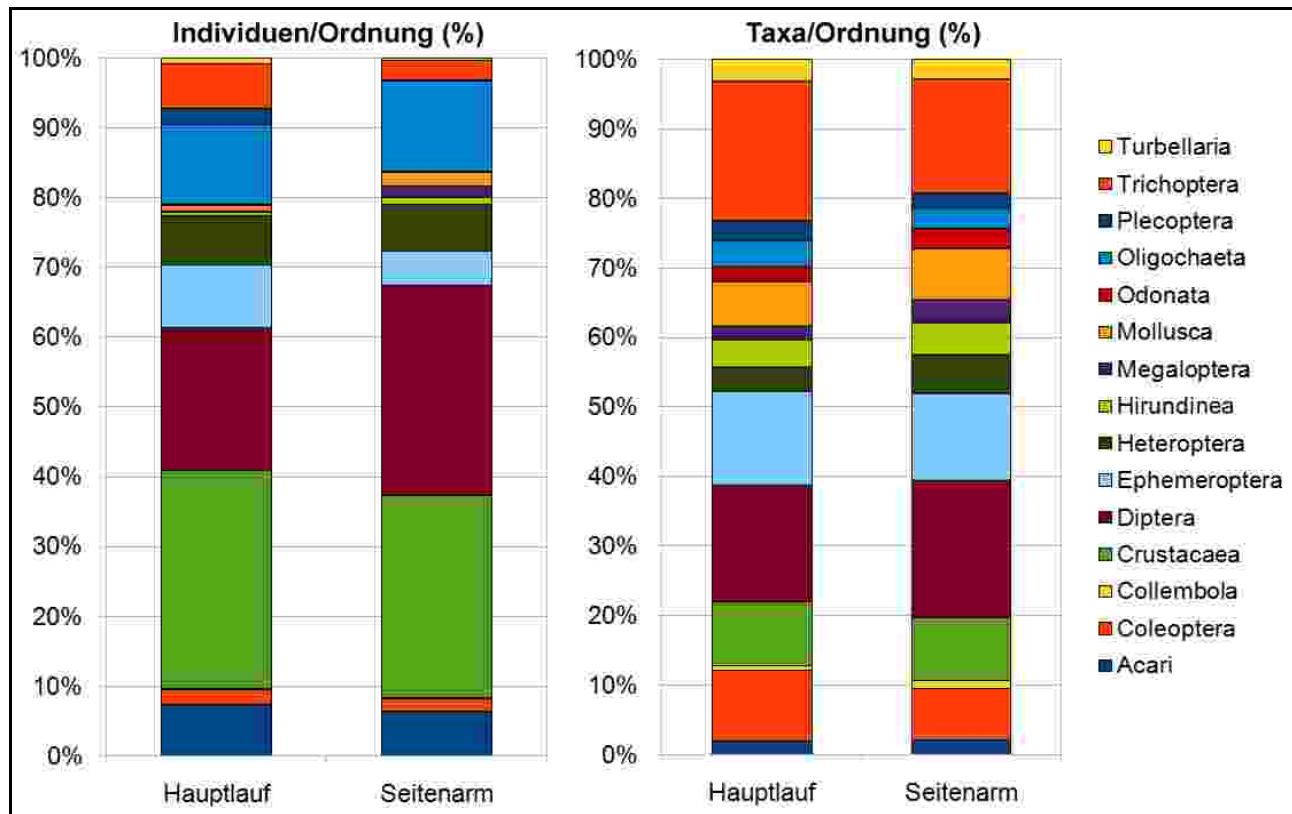


Abb. 13-98: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (in % der Individuumdichte und in % der Taxazahl)

Auf der Betrachtungsebene der Taxa sind die Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und den Seitenarmen geringer als auf Ebene der Individuumdichte (Abb. 13-98, rechter Teil). In beiden Bereichen waren die *Diptera*, *Trichoptera*, *Ephemeroptera* und *Coleoptera* die taxareichsten Ordnungen. Im Hauptlauf der Lahn war der Anteil der *Trichoptera* höher als in den Seitenarmen, ebenso der Anteil der *Coeloptera*. In den Seitenarmabschnitten wurden hingegen, wie schon bezüglich der Individuumdichte, mehr *Collembola*, *Heteroptera*, *Hirundinea*, *Megaloptera* und *Mollusca* nachgewiesen. Allerdings sind die Unterschiede insgesamt nur gering.

Wie bereits dargelegt wurde, zeigt die Invertebraten-Fauna der drei EPT-Ordnungen Unterschiede zwischen verschiedenen Strukturen und Abschnitten sehr viel stärker als viele andere Ordnungen. Daher wird nun die Zusammensetzung dieser drei Ordnungen

eingehender analysiert.

Der Anteil der EPT-Fauna an der Gesamtindividuendichte war in den Hauptlaufabschnitten mit 16,5% (445 Ind./m²) deutlich höher als in den Seitenarmabschnitten (6,7%, 193 Ind./m²). Alle drei Ordnungen verzeichneten eine starke Abnahme der Individuendichte, am stärksten war dieser Rückgang jedoch bei den *Plecoptera*, die in besonderem Maße an höhere Strömungsgeschwindigkeiten gebunden sind (Abb. 13-99).

Bezogen auf die Taxazahlen waren die Unterschiede geringer ausgeprägt. Im Hauptlauf der Lahn wurden mit 34 Taxa nur sieben EPT-Taxa mehr als in den Seitenarmen nachgewiesen (Abb. 13-100).

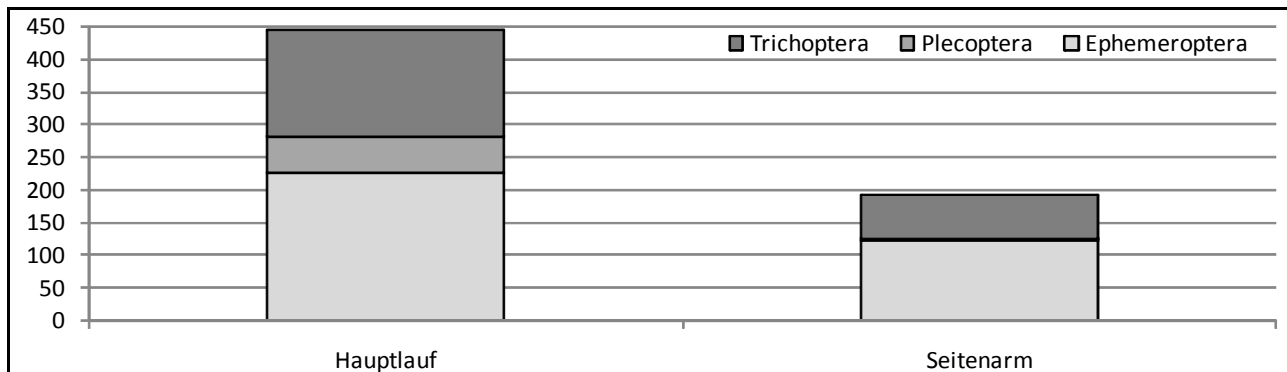


Abb. 13-99: Individuendichte der EPT-Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (in Ind./m²)

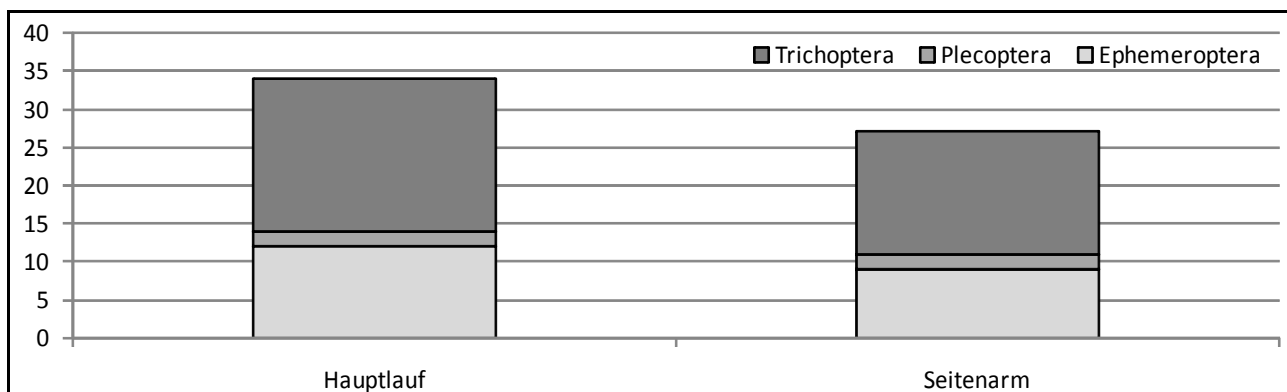


Abb. 13-100: Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten

Auf der Ebene der Familien dominierten erwartungsgemäß die *Baetidae* (*Ephemeroptera*) in beiden Bereichen. Im Hauptlauf der Lahn waren daneben auch die *Leuctridae* (*Plecoptera*), *Hydropsychidae* und *Psychomyiidae* (beide *Trichoptera*) in größerer Abundanz vertreten (Abb. 13-101). In den Seitenarmabschnitten hingegen waren die *Leptoceridae* (*Trichoptera*) die zweitstärkste Familie, in einigem Abstand gefolgt von den *Psychomyiidae* (*Trichoptera*), *Caenidae*, *Ephemerellidae* und *Ephemeridae* (alle *Ephemeroptera*).

Im Hauptlauf wurden 17 der 18 insgesamt nachgewiesenen EPT-Familien vorgefunden (die *Molannidae* wurden in nur einer Probe – in einem Seitenarm – bestimmt), in den Seitenarmen nur 14 (es fehlten hier die *Heptageniidae*, *Ecnomidae*, *Polycentropodidae* und *Rhyacophilidae* – Ordnungen, die durch hohe Anteile strömungsliebender Taxa gekennzeichnet sind).

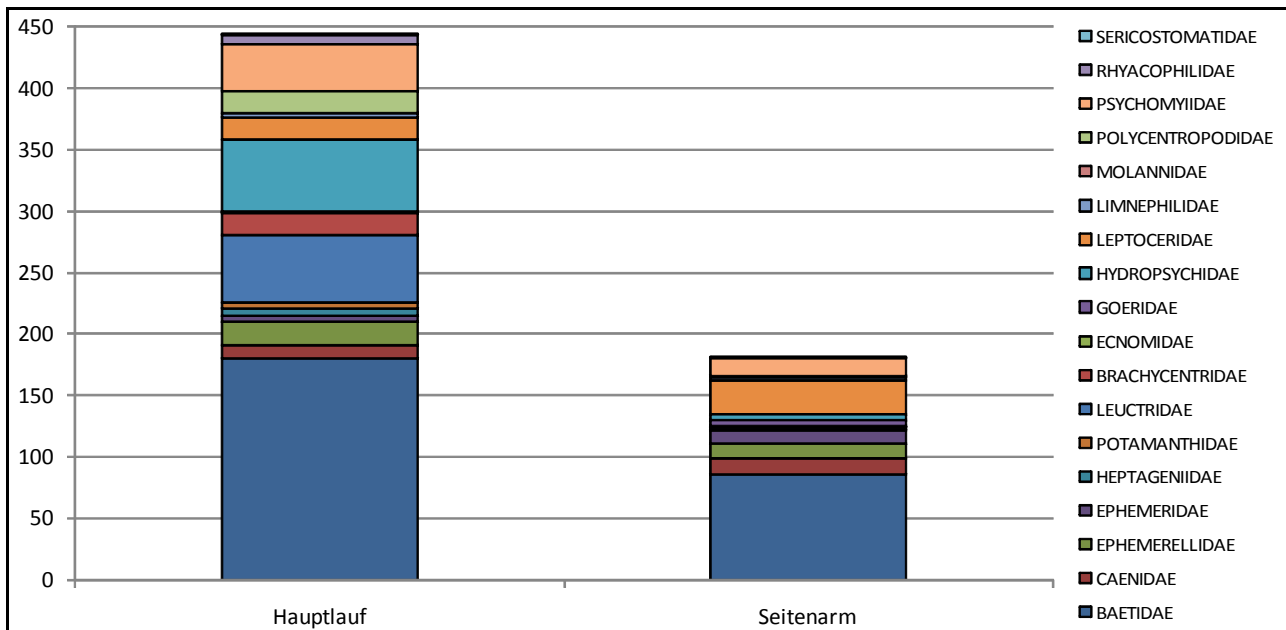


Abb. 13-101: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Ephemeroptera*, als erste der drei EPT-Ordnungen spiegeln die Unterschiede zwischen den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten sehr deutlich wider. Wie bereits gezeigt, war die Gesamtindividuellendichte in den Seitenarmen nahezu halb so groß wie im Hauptlauf. *Baetis* sp. als abundanzstärkstes Taxon in beiden Bereichen verzeichnete einen noch stärkeren Rückgang in den Seitenarmabschnitten (Abb. 13-102). Im Hauptlauf der Lahn war mit *Serratella ignita* eine strömungsliebende Art das zweitstärkste Taxon, gefolgt von *Proclleon bifidum* und *Caenis lutuosa/macrura*. In den Seitenarmen hingegen spielte *Serratella ignita* eine weniger wichtige Rolle. Neben *Baetis* sp. prägten vor allem *Proclleon bifidum* und die an sandige Substrate gebundene Art *Ephemerella danica* die renaturierten Bereiche. Darüber hinaus waren *Caenis beskidensis/pseudovivulorum* und *Cloeon dipterum* in den Seitenarmen stärker vertreten als im Hauptlauf (wo diese Arten fast gar nicht vorkamen). Dort wiederum kam *Potamanthus luteus* in größerer Abundanz vor als in den Seitenarmen, wie es für diese Art der großen – sprich breiten und tiefen – Ströme typisch ist. Daneben wurden mit *Ecdyonurus dispar*, *Ecdyonurus* sp. und *Heptagenia sulphurea* in den Hauptlaufabschnitten stark rheophile Taxa nachgewiesen, die in den Seitenarmabschnitten überhaupt nicht vorkamen. Insgesamt wiesen sechs Eintagsfliegen-Taxa im Hauptlauf der Lahn eine höhere Individuellendichte als in den Seitenarmen auf und vier Taxa waren in den Seitenarmen stärker vertreten als im Hauptlauf.

Die viel höhere Gesamtindividuellendichte der Hauptlaufabschnitte kam nur durch die Abundanzunterschiede von *Baetis* sp. zu Stande. Vernachlässigt man dieses Taxon, so wurden in beiden Bereichen ähnlich viele *Ephemeroptera* nachgewiesen (rund 54 Ind./m² im Hauptlauf und 64 Ind./m² in den Seitenarmen).

Neben einer größeren Gesamtindividuellendichte wurden im Hauptlauf darüber hinaus auch mehr Taxa der *Ephemeroptera* als in den Seitenarmen nachgewiesen (12 zu neun). Berücksichtigt man jedoch, dass hier wiederum sechs Hauptlaufabschnitte nur vier Seitenarmabschnitten gegenüberstehen, so erscheint dieser Unterschied stark relativiert.

Hinsichtlich der Quantität der Eintagsfliegenfauna (Taxazahl & Individuellendichte) gibt es demnach, abgesehen von dem großen Gradienten bei *Baetis* sp., keine bedeutsamen Unterschiede zwischen dem Hauptlauf der Lahn und den renaturierten Seitenarmen.

Diese bestehen jedoch sehr wohl hinsichtlich der Qualität der Fauna. Gemäß ihrer morphologischen Charakteristik waren die Hauptlaufabschnitte durch höhere Anteile strömungsliebender Taxa und die Seitenarme durch mehr limnophile und Schlamm bevorzugende Taxa gekennzeichnet.

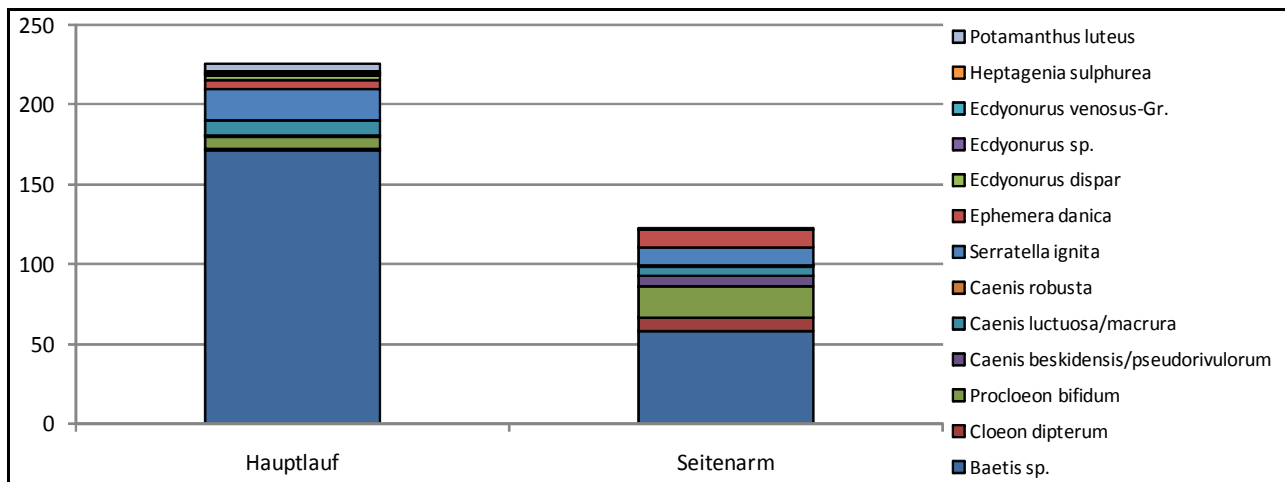


Abb. 13-102: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Plecoptera*-Fauna bietet ein noch deutlicheres Bild der Unterschiede zwischen Hauptlauf und Seitenarmen (Abb. 13-103). Da die beiden nachgewiesenen Steinfliegenarten *Leuctra nigra* und *Leuctra geniculata* eng an rasch strömendes Wasser gebunden sind, wies sie in den Hauptlaufabschnitten bedeutsame Abundanzen auf, während sie in den Seitenarmen so gut wie gar nicht vorkamen. Dabei zeigten beide Taxa einen ähnlich starken Rückgang, so dass hier keine qualitativen Unterschiede festgestellt werden konnten.

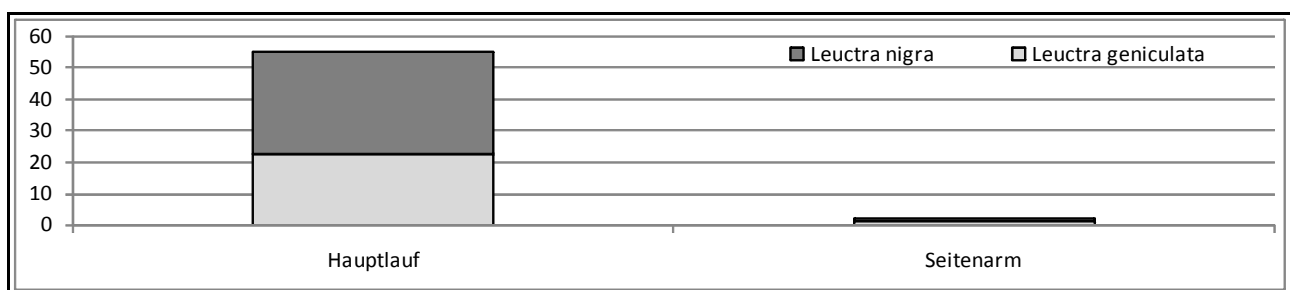


Abb. 13-103: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Trichoptera* als dritte und letzte EPT-Ordnung zeigen hinsichtlich der Gesamtindividuumendichte ein ähnliches Bild wie die *Ephemeroptera*. Im Hauptlauf der Lahn wurden mit 164 Ind./m² rund zweieinhalb mal so viele Individuen ermittelt wie in den Seitenarmen (68 Ind./m²). Auch hinsichtlich der nachgewiesenen Taxa wiesen die Hauptlaufabschnitte mit 20 Taxa einen höheren Wert auf als die Seitenarme (16 Taxa), wobei der Unterschied hier weniger groß ausfiel und noch durch die unterschiedliche Anzahl an Untersuchungsabschnitten relativiert werden muss.

Im Hauptlauf der Lahn dominierten die Taxa *Hydropsyche siltalai* und *Tinodes* sp., gefolgt von *Brachycentrus subnubilis*, *Polycentropus flavomaculatus* und *Mystacides azurea* (Abb. 13-104).

In den Seitenarmen stellte die letztgenannte Art die meisten Individuen, während *Tinodes*

sp. und die *Goeridae Gen. sp.* die weiteren prägenden Taxa waren. Zwei der drei abundanzstärksten Taxa der Seitenarme wurden demnach auch im Hauptlauf der Lahn besonders abundanzstark nachgewiesen. Diese Taxa waren hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche recht indifferent. So kommt *Mystacides azurea* sowohl im Epipotamal als auch in Stillgewässern vor und *Tinodes sp.* ist einzig und allein auf gröberes Substrat für die Anheftung der Wohnröhren angewiesen.

14 Taxa der *Trichoptera* wiesen im Hauptlauf der Lahn eine deutlich höhere Abundanz auf als in den Seitenarmen oder kamen sogar nur dort vor. In den Seitenarmabschnitten kamen hingegen nur acht Taxa bevorzugt oder ausschließlich vor.

Für die Köcherfliegenfauna gilt insgesamt, was auch für die beiden anderen EPT-Ordnungen festgestellt wurde. Im Hauptlauf der Lahn wurden vorrangig strömungsliebende und fließgewässertypische Taxa nachgewiesen, werden in den Seitenarmen verstärkt anspruchslose Generalisten und Stillgewässerarten nachgewiesen wurden.

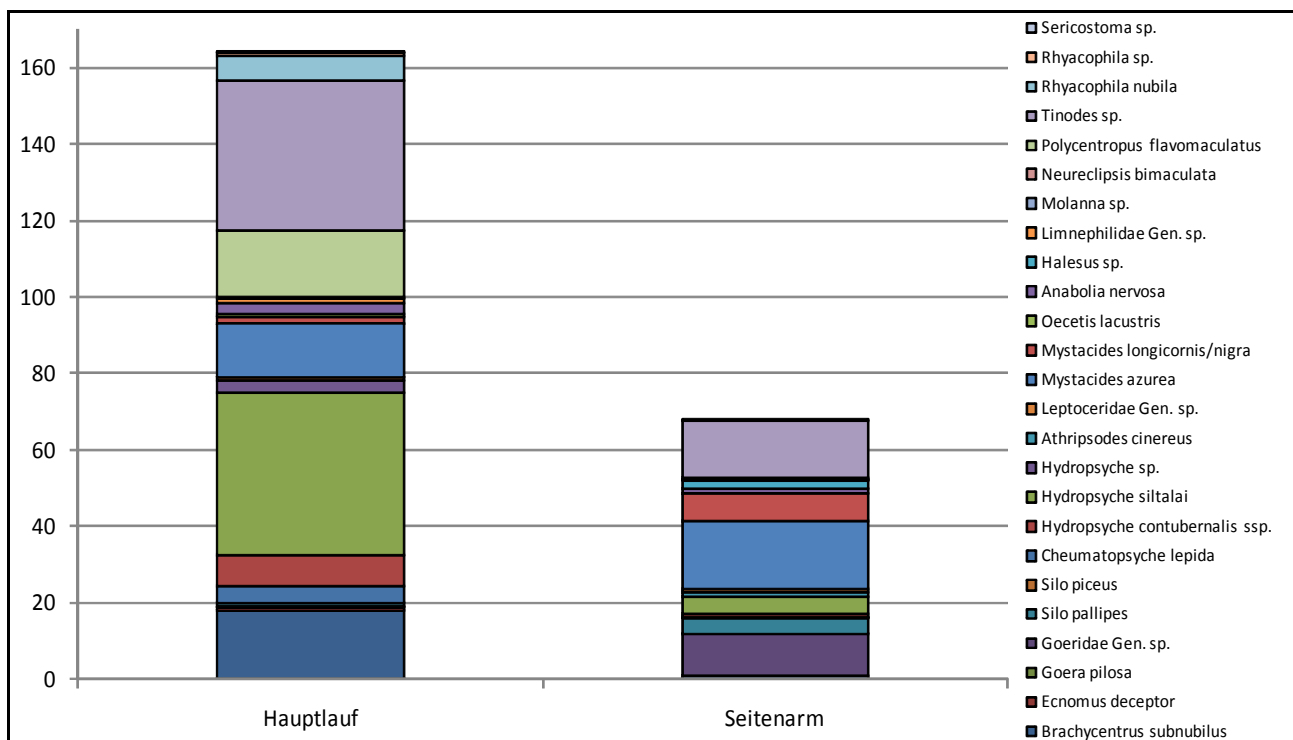


Abb. 13-104: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

In Abhängigkeit von der betrachteten taxonomischen Ordnung wurden sehr deutliche Unterschiede zwischen den renaturierten Seitenarmen und dem Hauptlauf der Lahn festgestellt. Diese spiegeln die grundlegend verschiedene Zusammensetzung der Sohlsubstrate und Mikrohabitate wider, die in Kapitel 12 ausführlich dargelegt wurden.

Damit bestätigen sich die Befunde, die LÜDERITZ ET AL. (HRSG.) (2009) für Altwässer der Elbe beibringen konnten. Danach sind Flussaltwässer durch sehr charakteristische Makrozoobenthoszönosen gekennzeichnet, die teilweise auch in den Seitenarmen der Lahn vorgefunden werden konnten. Taxa, die in besonderem Maße an Stillgewässer gebunden sind (LÜDERITZ ET AL. (HRSG.) 2009: 62ff.) und auch im Rahmen der vorliegenden Studie in den Seitenarmen häufiger nachgewiesen wurden als im Hauptlauf der Lahn, sind die Libellen *Aeshna sp.* und *Ischnura elegans*, die Köcherfliegentaxa der *Leptoceridae*, die Taxa *Cloeon dipterum* und *Procloeon bifidum* der Eintagsfliegen, die *Dytiscidae* unter den Was-

serkäfern sowie *Bithynia tentaculata* und *Radix balthica* unter den Schnecken. Untersuchungen von JÄHNIG ET AL. (2009a; 2009b) konnten hingegen keine Unterschiede zwischen den Makrozoobenthosgesellschaften renaturierter und nicht renaturierter Abschnitte der Lahn feststellen. Verantwortlich für diese abweichenden Ergebnisse ist vor allem die unterschiedliche Charakteristik der Lahn oberhalb und unterhalb des Zusammenflusses mit der Ohm. Die renaturierten Lahnverzweigungen oberhalb Marburgs unterscheiden sich morphologisch kaum von dem flachen und grobmaterialreichen Hauptlauf der Lahn, während sie unterhalb der Ohm-Mündung einen ausgeprägten Altarmcharakter aufweisen.

13.4.2.3 Gruppierung nach der Gewässerstrukturgüte

Neben der Einteilung in Abschnitte des Hauptlaufs und der Seitenarme können die zehn Untersuchungsabschnitte auch nach ihrer Bewertung der Gewässerstrukturgüte in strukturreiche (Weide 1 und 4, Gissel 1 sowie Cappel 2 und 3) und strukturarme (Weide 2 und 3, Gissel 2 sowie Cappel 1 und 4) Abschnitte unterteilt werden. Ob sich diese strukturellen Unterschiede, die mit der vergleichsweise oberflächlichen Gewässerstrukturgütekartierung vom Ufer aus ermittelt wurden, auch in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' widerspiegeln, soll der folgende Teil der Auswertung überprüfen.

Die beiden Klassen unterscheiden sich bereits hinsichtlich der allgemeinen Kennwerte. In den strukturreichen Abschnitten wurden im Mittel 2.757 Ind./m² nachgewiesen, während in den strukturarmen Abschnitten mit 2.287 Ind./m² eine deutlich niedrigere Gesamtindividuen-dichte festzustellen war. Auch bezüglich der Taxazahlen wiesen die strukturreichen Abschnitte die höheren Werte auf. Im Mittel wurden in den fünf strukturreichen Untersuchungsabschnitten rund 51 Taxa ermittelt – zehn Taxa mehr als in den strukturarmen Abschnitten. Dieser Unterschied von zehn Taxa bleibt auch erhalten, wenn die Zahl der absolut in den Abschnitten beider Bereiche nachgewiesenen Taxa verglichen wird (100 Taxa in den strukturreichen und 90 Taxa in den strukturarmen Abschnitten).

Zwei Drittel aller Taxa wurden sowohl in den strukturreichen als auch in den strukturarmen Abschnitten nachgewiesen. Dieser Anteil ist rund 8% höher als jener bei der Betrachtung des Hauptlaufs und der Seitenarme. Daraus lässt sich folgern, dass der Einfluss der Strukturgüte auf das Makrozoobenthos geringer ist als der Einfluss der Lage im Gewässerbett. Weitere 21,1% aller Taxa wurden ausschließlich in den strukturreichen Bereichen und 12,3% nur in den strukturarmen Abschnitten vorgefunden. Dies bedeutet, dass sich eine positive Strukturgüte vorteilhaft auf den rein quantitativen Aspekt der Artenvielfalt auswirkt. In den strukturreichen Abschnitten zählte ein Drittel der ausschließlich dort vorkommenden Taxa zu den *Trichoptera* und je 12,5% zu den *Coleoptera* und *Odonata*. Damit wurden 60% aller Libellenarten nur in strukturreichen Bereichen nachgewiesen, was den Wert dieser Ordnung als Indikator für eine gute Gewässergüte unterstreicht. In den strukturschwachen Abschnitten stellten die *Ephemeroptera* mit 28,6% den größten Teil jener Taxa, die nur dort nachgewiesen wurden, gefolgt von den *Diptera* und *Trichoptera* (je 21,4%).

Das individuenreichste Taxon in beiden Bereichen war *Gammarus roeseli* (Crustacea - Amphipoda), allerdings wies diese Art in den strukturreichen Abschnitten eine nahezu doppelt so hohe Individuendichte auf wie in den strukturarmen Abschnitten (827 Ind./m² zu 446 Ind./m²). Dies ist der prägnanteste Unterschied der beiden Bereiche. Weitere Taxa, die in beiden Bereichen in hoher Abundanz nachgewiesen wurden, zeigten keinen so stark ausgeprägten Unterschied zwischen strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (*Tubificidae* Gen. sp. (355 zu 251 Ind./m²), *Hydrocarina* sp. (193 zu 157 Ind./m²), *Corixidae* Gen. sp. (154 zu 111 Ind./m²) oder *Baetis* sp. (147 zu 105 Ind./m²)). Alle diese Taxa wiesen

in den strukturreichen Bereichen höhere Abundanzen auf als in den strukturarmen Abschnitten, was die höhere Gesamtindividuentichte erklärt.

In den strukturarmen Bereichen zeigten hingegen die *Chironomini Gen. sp.* (max. 285 Ind./m²) und *Simulium sp.* (231 Ind./m²) höhere Individuentichten als in den strukturreichen Abschnitten.

Die Taxa, die nur in einem der beiden Bereiche nachgewiesen wurden, kamen dort, wie bereits bei der Betrachtung der Hauptlauf- und Seitenarmabschnitte, in nur sehr geringen Abundanzen vor (*Valvata piscinalis* war das abundanzstärkste Taxon mit 15,8 Ind./m²). Die insgesamt 38 Taxa, die nicht in beiden Bereichen nachgewiesen wurden, spielten somit für die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' nur eine untergeordnete Rolle.

Neben Unterschieden in dem Vorkommen der einzelnen Taxa wurden auch die Anteile der Generalisten und Spezialisten analysiert. Diese unterschieden sich bei Betrachtung aller nachgewiesenen Taxa kaum zwischen den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (Abb. 13-105).

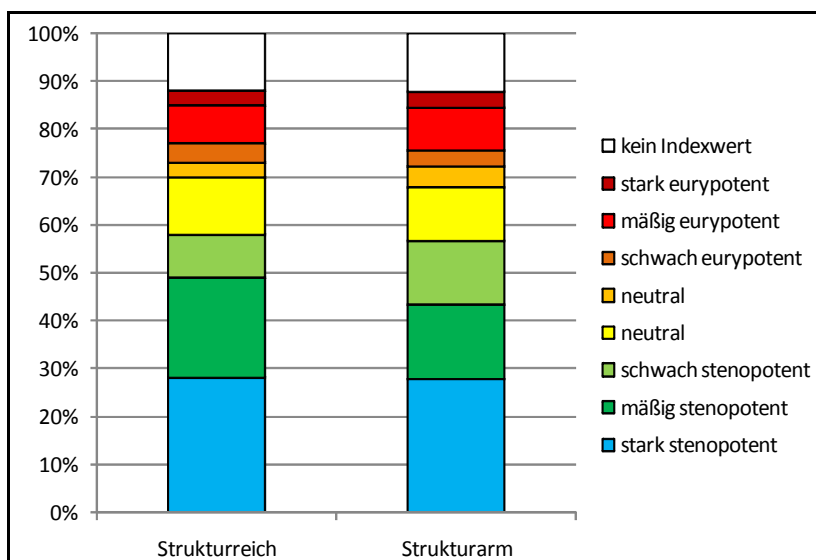


Abb. 13-105: Einteilung der Taxa in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (in % aller Taxa)

Erst bei Betrachtung nur derjenigen Taxa, die im Mittel mit mindestens 0,5 Ind./Probe nachgewiesen wurden, zeigen sich deutliche Abweichungen in der Artenzusammensetzung der beiden Bereiche. Hier wiesen die strukturreichen Abschnitte mit nur 16,7% einen geringeren Anteil stenopotenter Taxa auf als die strukturarmen Abschnitte (28,6%), wobei jedoch der Anteil der stark stenopotenten Taxa in den strukturreichen Bereichen größer ausfiel als in den strukturschwachen (10,0% zu 3,6%). Der Anteil eurypotenter Taxa war in beiden Bereichen nahezu gleich groß (46,7% zu 46,4%).

Nachdem die grundlegende Charakteristik der beiden Bereiche herausgearbeitet worden ist, folgt nun eine detailliertere Analyse der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' – zunächst auf der Ebene der höheren taxonomischen Einheiten und anschließend für die EPT-Fauna.

In Abbildung 13-106 sind die Anteile der 15 betrachteten Ordnungen bezüglich der Individuentichte und der Taxazahlen dargestellt.

Die bereits angeführte Dominanz von *Gammarus roeseli* und die unterschiedliche Individu-

endichte dieser Art in den beiden Bereichen findet sich in dem größeren Anteil der *Crustacea* in den strukturreichen Abschnitten wider. Ebenso wurde die Dominanz der *Diptera* (*Chironomini Gen. sp.* und *Simulium sp.*) in den strukturarmen Abschnitten bereits angesprochen. Auch dies zeigt Abbildung 13-106 deutlich. Die dritt wichtigste Ordnung in beiden Bereichen war die der *Oligochaeta*, gefolgt von den *Heteroptera*, *Acari*, *Trichoptera* und *Ephemeroptera*. Diese Ordnungen wiesen in ihren Individuendichten keine großen Unterschiede zwischen den beiden Bereichen auf, so dass die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' auf Ordnungsniveau, abgesehen von der unterschiedlichen Bedeutung der *Crustacea* und der *Diptera*, als sehr ähnlich angesehen werden kann.

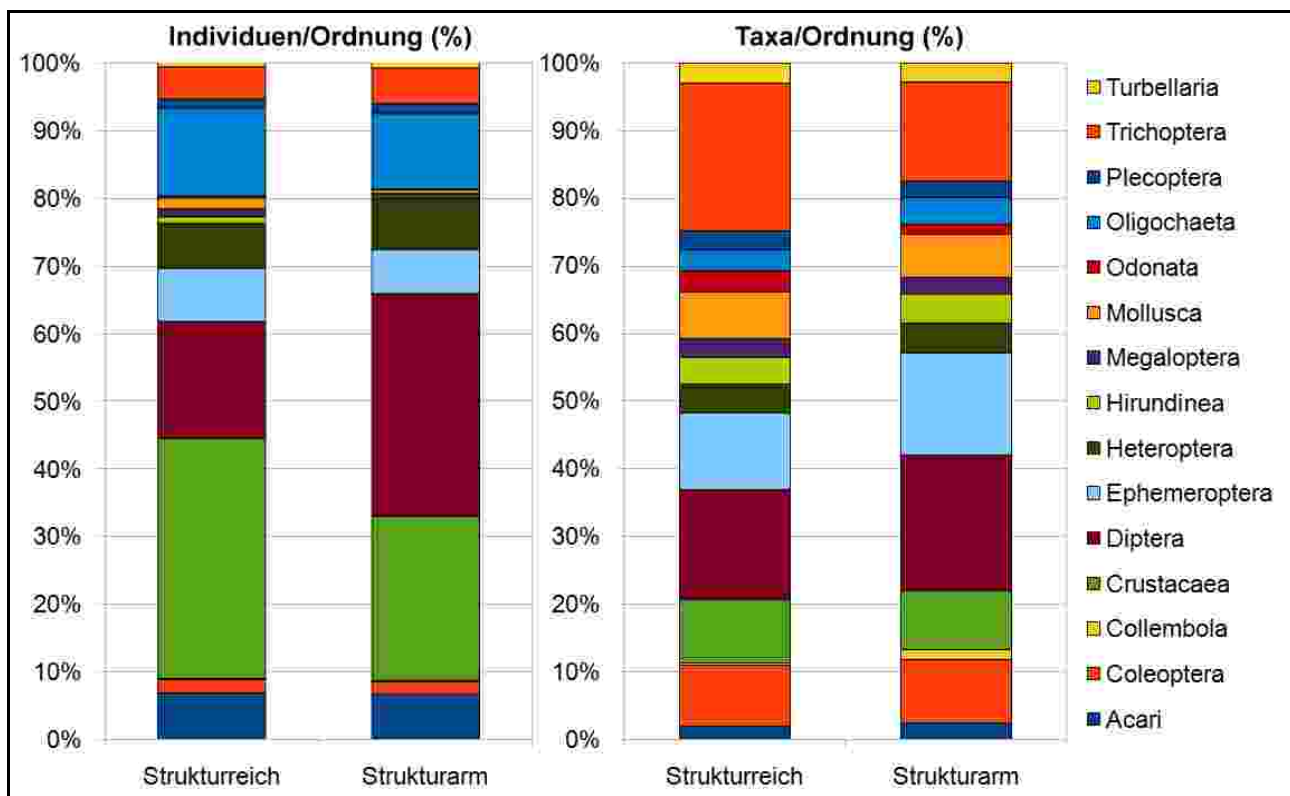


Abb. 13-106: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (in % der Individuendichte und in % der Taxa)

Auch die Unterschiede bezüglich der Taxazahlen wurden bereits kurz umrissen. In den strukturreichen Abschnitten stellten die *Trichoptera* die meisten Taxa, während in den strukturarmen Abschnitten den *Diptera* und *Ephemeroptera* die größte Bedeutung zukam (Abb. 13-106). Wie schon bezüglich der Individuendichte fielen die Unterschiede der übrigen Ordnungen sehr gering aus. Die *Odonata* waren in den strukturreichen Abschnitten stärker vertreten als in den strukturschwachen, dafür war dort der Anteil der *Collembola*, *Hirundinea* und *Oligochaeta* geringfügig größer, was jedoch nicht mit einer größeren Taxazahl dieser Ordnungen, sondern mit der niedrigeren Gesamttaxazahl begründet werden kann.

Die Unterschiede in der Besiedelung durch die drei Ordnungen der EPT-Fauna sind bei oberflächlicher Betrachtung ebenfalls nicht gravierend. In den strukturreichen Abschnitten wurde eine höhere Individuendichte ermittelt als in den strukturarmen Abschnitten – vor allem aufgrund der größeren Abundanz der *Ephemeroptera* (Abb. 13-107). Die Taxazahlen hingegen waren in beiden Bereichen gleich hoch (je 33 EPT-Taxa). Allerdings wurden in

den strukturreichen Abschnitten mehr *Trichoptera* (22 zu 18) und in den strukturarmen Abschnitten mehr *Ephemeroptera* (13 zu neun) nachgewiesen. In den strukturreichen Bereichen stellten also wenige Eintagsfliegen taxa mehr Individuen als die größere Taxazahl in den strukturarmen Bereichen. Die Ursache hierfür soll nun durch eine eingehendere Analyse der EPT-Fauna ermittelt werden.

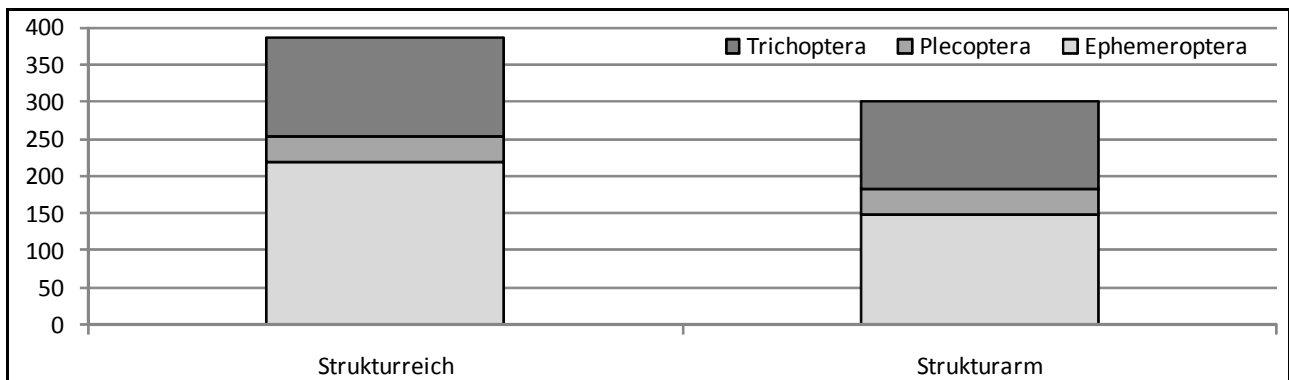


Abb. 13-107: Individuendichte der EPT-Fauna in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (in Ind./m²)

Auf dem Familienniveau der EPT-Fauna zeigt sich, dass erwartungsgemäß die *Baetidae* in beiden Bereichen die individuenreichste Familie waren und dass sie in den strukturreichen Abschnitten stärker vertreten waren als in den strukturschwachen (Abb. 13-108). Weiterhin ist auffällig, dass die *Leptoceridae*, die in den strukturreichen Abschnitten die zweitstärkste Fraktion darstellten, in den strukturschwachen Abschnitten kaum nachgewiesen wurden. Die Taxa dieser Familie scheinen in den Untersuchungsgebieten gute Indikatoren für strukturreiche Lebensräume zu sein. Neben den beiden genannten Familien wurde die EPT-Fauna der strukturreichen Abschnitte von den *Leuctridae*, *Psychomyiidae* und *Hydropsychidae* geprägt.

In den strukturschwachen Abschnitten traten neben den *Baetidae* verstärkt *Hydropsychidae*, *Leuctridae* und *Psychomyiidae* auf, die Zusammensetzung auf dem Familienniveau unterschied sich also nicht grundlegend zwischen den beiden Bereichen. Erwähnenswert ist hier nur noch, dass die Familie der *Polycentropodidae* in den strukturarmen Abschnitten zu den abundanzstärkeren Gruppierungen zählte und in den strukturreichen Abschnitten so gut wie gar nicht nachgewiesen wurde. Diese Familie scheint demnach in den Untersuchungsgebieten ein guter Indikator für strukturschwache Lebensräume zu sein.

In beiden Bereichen wurden je 17 EPT-Familien nachgewiesen. In den strukturreichen Abschnitten fehlte die Familie der *Ecnomidae* und in den strukturschwachen Abschnitten die Familie der *Molannidae* (beide *Trichoptera*). Die Taxa beider Familien wurden jedoch äußerst selten vorgefunden, so dass dieser Einschränkung des Vorkommens auf einen der beiden Bereiche keine Aussagekraft zukommt.

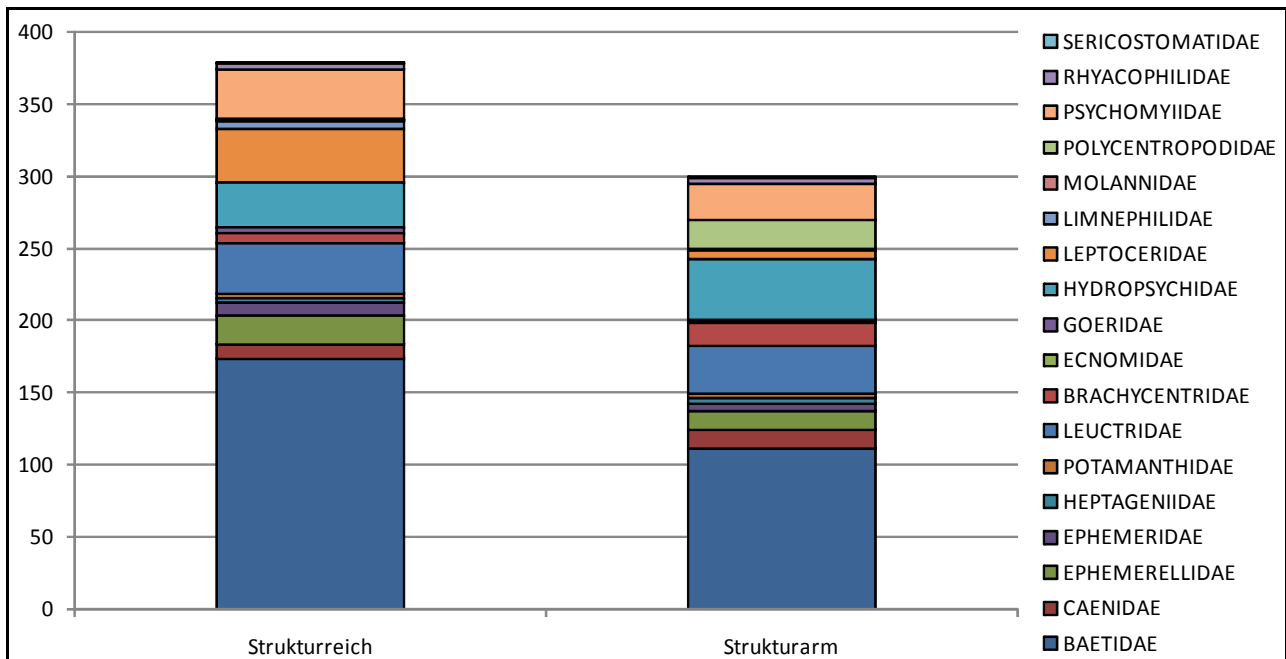


Abb. 13-108: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Die Dominanz der *Baetidae* wird bei der Betrachtung der *Ephemeroptera* auf Artniveau noch deutlicher. *Baetis sp.* stellte in beiden Bereichen den Großteil der nachgewiesenen Taxa (Abb. 13-109). In den strukturreichen Abschnitten waren darüber hinaus auch *Procloeon bifidum* und *Cloeon dipterum* stärker vertreten und festigten die Bedeutung der Familie der *Baetidae*.

In den strukturreichen Bereichen kamen weiterhin *Serratella ignita*, *Ephemerella danica*, *Caenis luctuosa/macrura* und *Potamanthus luteus* in nennenswerter Abundanz vor.

In den strukturarmen Abschnitten war die Eintagsfliegenfauna neben *Baetis sp.* von den Taxa *Serratella ignita*, *Caenis luctuosa/macrura* und *Ephemerella danica* geprägt. Dies sind die gleichen Taxa, die auch in den strukturreichen Bereichen besonders individuenreich waren. Es konnte also keine grundlegende Verschiedenheit in der qualitativen Zusammensetzung der Eintagsfliegenfauna festgestellt werden.

Unterschiede können jedoch bei jenen Taxa verzeichnet werden, die nur selten nachgewiesen wurden. Kam *Ecdyonurus dispar* noch bevorzugt in den strukturreichen Abschnitten vor, so wurden die übrigen drei Taxa aus der Familie der *Heptageniidae* ausschließlich in den strukturarmen Abschnitten nachgewiesen. Für diese strömungsliebenden Taxa scheint demnach die Gewässerstrukturgüte von nur untergeordneter Bedeutung zu sein. Vielmehr ist hier die Strömungsgeschwindigkeit der entscheidende Faktor für die Besiedlung. Neben den drei Taxa der *Heptageniidae* hatten auch die Taxa aus der Familie der *Caenidae* (*Caenis beskidensis/pseudorivulorum*, *Caenis luctuosa/macrura* und *Caenis robusta*) ihren Verbreitungsschwerpunkt in den strukturarmen Bereichen. Die *Caenidae* sind typische Vertreter einer Fauna der langsam strömenden Fließgewässer und der Stillgewässer.

Dass diese beiden, in ihren Ansprüchen sehr verschiedenen Familien die strukturarmen Abschnitte bevorzugten, zeigt, dass die Gewässerstrukturgüte, zumindest für die Ordnung der *Ephemeroptera*, kein guter Parameter für die Erklärung der Besiedlungsmuster des Makrozoobenthos' ist.

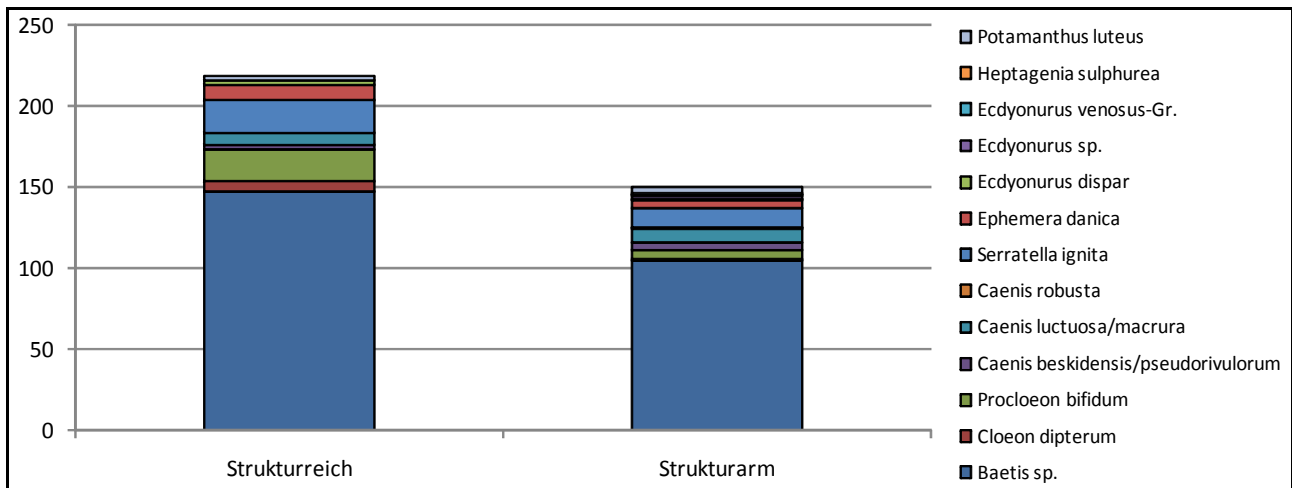


Abb. 13-109: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Auch die *Plecoptera* lassen sich kaum mit der Bewertung der Gewässerstrukturgüte korrelieren. Beide Taxa wurden in beiden Bereichen nachgewiesen und insgesamt fiel die Individuendichte sehr ähnlich aus (Abb. 13-110). *Leuctra nigra* zeigte eine leichte Präferenz für die strukturreichen Abschnitte während *Leuctra geniculata* in den strukturarmen Abschnitten etwas stärker vertreten war. Dies entspricht auch der autökologischen Einordnung beider Taxa. Allerdings sind die Unterschiede in der Besiedlungsdichte nicht sehr ausgeprägt, so dass hier nicht von einer deutlichen Differenzierung gesprochen werden kann.

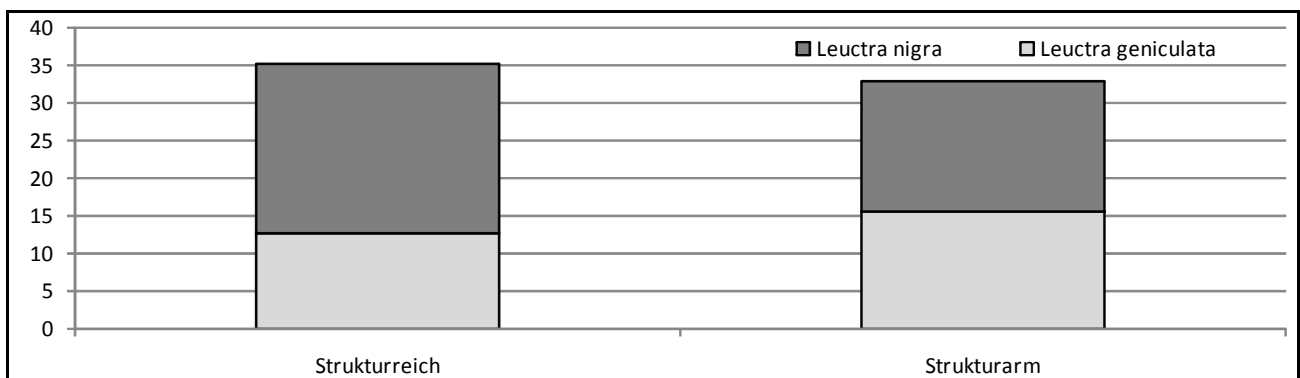


Abb. 13-110: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Die größten Unterschiede zwischen strukturreichen und strukturarmen Abschnitten wiesen die Taxa der *Trichoptera*-Fauna auf. Wie bereits eingangs angeführt, waren die Köcherfliegen in den strukturreichen Bereichen die taxareichste aller Ordnungen. 22 Taxa wurden hier nachgewiesen. 12 dieser Taxa hatten in den strukturreichen Abschnitten ihren Verbreitungsschwerpunkt oder kamen nur dort vor. Das abundanzstärkste Taxon in den strukturreichen Abschnitten war *Tinodes* sp., gefolgt von *Mystacides azurea* und *Hydropsyche siltalai* (Abb. 13-111).

In den strukturarmen Bereichen wurden 18 Taxa nachgewiesen. Sechs dieser Taxa kamen nur dort vor oder hatten dort ihren Verbreitungsschwerpunkt. Das individuenreichste Taxon der strukturarmen Abschnitte war *Hydropsyche siltalai*, gefolgt von *Tinodes* sp. Das drittstärkste Taxon, *Polycentropus flavomaculatus*, wurde in den strukturreichen Abschnitten so gut wie gar nicht nachgewiesen und zeichnet somit deutlicher als alle anderen Tricho-

ptera einen möglichen Einfluss der Strukturgüte nach. Ähnliches gilt für *Brachycentrus subnubilus* und in abgeschwächter Form für *Hydropsyche contubernalis* ssp. Es verwundert jedoch, dass gerade die drei letztgenannten Taxa hinsichtlich ihrer Strömungspräferenz als rheophil eingestuft wurden und die strömungsreichen Abschnitte in den drei Untersuchungsgebieten der Lahn eher strukturreich als strukturarm sind. Es wäre daher zu erwarten, dass diese drei Taxa in den strukturreichen Bereichen besonders abundanzstark sind. Dass sie stattdessen in den strukturarmen Abschnitten individuenstark vertreten waren, kann durch die Strukturgüte nicht erklärt werden.

Gleiches gilt für die starke Präferenz von *Mystacides azurea* für die strukturreichen Abschnitte. Diese Art kommt bevorzugt in den Unterläufen größerer Fließgewässer und in Stillgewässern vor und präferiert schlammiges Substrat und geringe Strömungsgeschwindigkeiten. Diese Bedingungen sind in den drei Untersuchungsgebieten eher in den strukturarmen Abschnitten gegeben. Dennoch wurde die Art dort in nur geringem Maße nachgewiesen. Das heißt, dass auch hier die Strukturgüte nicht geeignet ist, Rückschlüsse auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' zuzulassen.

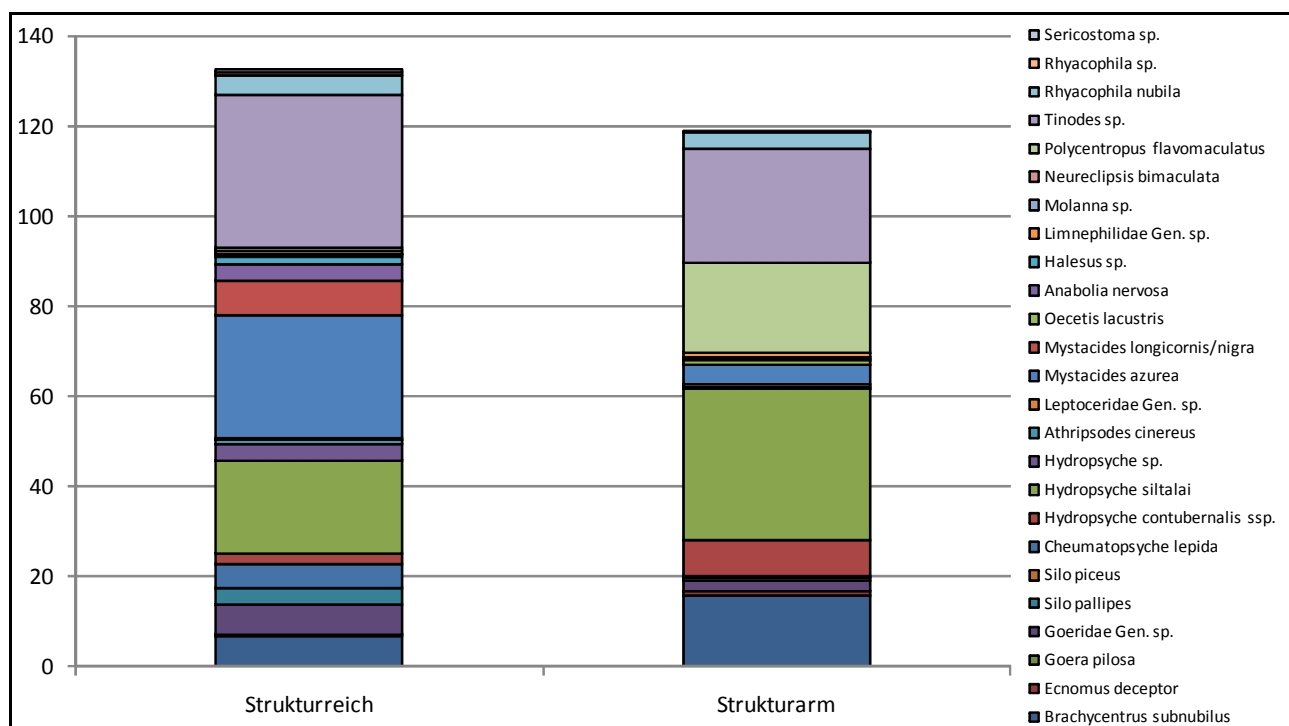


Abb. 13-111: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten (Individuendichte in Ind./m²)

Alle drei Ordnungen der EPT-Fauna spiegeln die Einstufung der Untersuchungsabschnitte durch die Gewässerstrukturgütekartierung nicht oder nur unzureichend wider. Die Gewässerstrukturgütekartierung ist daher, zumindest soweit es die Ergebnisse der hier vorgestellten Untersuchungen angeht, nicht zu einer Einschätzung der Makrozoobenthosfauna im Stande.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen GELLERT & BEHRENS (2010: 232), die keine Übereinstimmung zwischen der Gewässerstrukturgüte und der Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ feststellen konnten. Auch GERHARDT ET AL. (2010) konnten zwischen den Parametern der Gewässerstrukturgüte und Parametern der benthischen Fauna (%EPT und Multimetrischer Index (MMI)) keine Zusammenhänge feststellen. Lediglich das Längsprofil wies eine signifikante Regression mit dem MMI auf, aber auch dieser Zusammenhang war nur schwach ausgeprägt. Den stärksten Einfluss auf das Makrozoobenthos hatten hinge-

gen die Parameter elektrische Leitfähigkeit, TOC, Phosphat und Chlorid, wobei erst in der Kombination ein Großteil der Varianz erklärt werden konnte. WAGNER & ARLE (2008: 125) konnten für größere Fließgewässer ebenfalls chemisch-physikalische Parameter (Chlorid und Sulfat) als die relevanten Einflussgrößen identifizieren. Unter den Strukturparametern wiesen vor allem das Ausuferungsvermögen, die Hochwasserschutzbauwerke, die Linienführung, der Gehölzsaum sowie die Auennutzung Beziehungen zum ökologischen Zustand des Makrozoobenthos' auf, wobei die Zusammenhänge umso stärker wurden, je länger die bewerteten Gewässerabschnitte waren. Während auf der lokalen Ebene keine Korrelationen feststellbar waren, zeigten sich bei der Betrachtung von 5 km langen Abschnitten deutliche Zusammenhänge zwischen der Gewässerstrukturgüte und der Bewertung der allgemeinen Degradation durch das Makrozoobenthos. Die Autoren führen dies auf eine mögliche Strahlwirkung zurück.

Die Ergebnisse von BISS ET AL. (2002), PODRAZA (2008), SCHATTMAN (2008) und VÖLKER (2008) können demnach nicht bestätigt werden. VÖLKER (2008) hatte für Mittelgebirgsbäche ebenso deutliche Zusammenhänge aufzeigen können wie SCHATTMANN (2008). Hierbei wurden die besten Zusammenhänge (max. $R^2=0,76$) zwischen der Taxazahl und der Gesamtbewertung sowie den Hauptparametern Sohlstruktur und dem Längsprofil nachgewiesen. Die reine Taxazahl sagt jedoch noch nicht all zu viel über die ökologische Wertigkeit eines Gewässerabschnitts aus, da neben der Artenvielfalt, also einer quantitativen Information, vor allem die ökologischen Ansprüche der Arten als qualitative Information sowie die Abundanzen einzelner Taxa für die ökologische Güte relevant sind, was FELD (2010) als funktionale Diversität bezeichnet.

Weiterhin ist die bereits mehrfach angeführte Relevanz der räumlichen Skalen wesentlich an der Mustererkennung beteiligt (WAGNER & ARLE 2008: 125), was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zusätzlich erschwert.

Darüber hinaus ist nicht auszuschließen, dass Strahleffekte (PODRAZA 2008: 23; WAGNER & ARLE 2008) die Unterschiede zwischen strukturreichen und -armen Abschnitten überdecken.

13.4.2.4 Kombination der Merkmale Lage im Gewässerbett und Gewässerstrukturgüte

Die beiden untersuchten Klassifizierungsmerkmale Hauptlauf-Seitenarm und Strukturreich-Strukturarm wurden in den vorherigen Teilkapiteln jeweils für sich allein analysiert. In der Realität der drei Untersuchungsgebiete sind diese beiden Merkmale jedoch eng miteinander verzahnt, so dass eine Kombination auch in der Auswertung ein realistischeres Bild der Verbreitung des Makrozoobenthos' liefern kann.

Hierbei werden die folgenden 4 Bereiche untersucht:

- strukturreiche Hauptlaufabschnitte (Weide 1, Gissel 1 und Cappel 2);
- strukturarme Hauptlaufabschnitte (Weide 2, Gissel 2 und Cappel 1);
- strukturreiche Seitenarmabschnitte (Weide 4 und Cappel 3);
- strukturarme Seitenarmabschnitte (Weide 3 und Cappel 4).

Die faunistischen Kennwerte dieser vier Bereiche sind in Tabelle 13-27 dargestellt. Die strukturreichen Seitenarmabschnitte wiesen mit rund 3.200 Ind./m² die mit Abstand größte

Individuendichte auf. Die strukturarmen Seitenarmabschnitte hingegen waren mit rund 1.800 Ind./m² am dünnsten besiedelt. Die beiden Hauptlaufbereiche lagen mit 2.500 bis 2.600 Ind./m² zwischen diesen Extremwerten. Anders als in den Seitenarmabschnitten war jedoch im Hauptlauf der Lahn die Individuendichte in den strukturarmen Bereichen größer als in den strukturreichen.

Auch bezüglich der mittleren und absoluten Taxazahlen lag der Bereich der strukturreichen Seitenarme an erster Stelle. Mit 88 Taxa wurden hier fast doppelt so viele Taxa nachgewiesen wie in den strukturarmen Seitenarmabschnitten. Die Hauptlaufbereiche lagen wiederum zwischen den Werten der Seitenarme. Bezüglich der mittleren Taxazahl wiesen die strukturreichen Hauptlaufabschnitte mehr Taxa auf als die strukturschwachen. Betrachtet man jedoch die absolute Taxazahl, also alle nachgewiesenen Taxa, dann ist der Wert der strukturarmen Hauptlaufabschnitte größer als jener der strukturreichen Hauptlaufbereiche. Dies bedeutet, dass die faunistische Zusammensetzung der drei strukturarmen Hauptlaufabschnitte von Abschnitt zu Abschnitt große Unterschiede aufwies, während die Fauna der strukturreichen Hauptlaufabschnitte durch eine größere Ähnlichkeit zwischen den drei Abschnitten charakterisiert war.

Das Verhältnis von Individuendichte und Taxazahl war in den vier Bereichen sehr ähnlich. Pro Taxon wurden zwischen 32,5 und 37,9 Individuen/m² vorgefunden, ein massenhaftes Vorkommen einiger weniger Arten liegt demnach in keinem der Bereiche vor.

Deutliche Unterschiede konnten jedoch für die EPT-Fauna verzeichnet werden. Der Anteil der EPT-Fauna an der Gesamtindividuendichte war in den strukturreichen Hauptlaufabschnitten mit 16,7% am höchsten und mit 2,7% in den strukturarmen Seitenarmabschnitten am niedrigsten. Allgemein betrachtet, ist der Anteil der EPT-Fauna im Hauptlauf größer als in den Seitenarmen und in den strukturreichen Abschnitten größer als in den strukturarmen. Bezogen auf den Anteil der EPT-Taxa waren die Unterschiede weniger stark ausgeprägt (maximal 36,4%, minimal 25,4%), doch wiederum schnitten die strukturarmen Seitenarmabschnitte am schlechtesten ab. Anders als bei der Individuendichte waren bei den EPT-Taxa primär die strukturreichen Abschnitte und erst danach die Hauptlaufabschnitte durch hohe Werte gekennzeichnet.

Tab. 13-27: Kennwerte der Makrozoobenthosverteilung für die vier Bereiche strukturreicher Hauptlauf, strukturarmer Hauptlauf, strukturreicher Seitenarm und strukturarmer Seitenarm

	Hauptlauf, strukturreich	Hauptlauf, strukturarm	Seitenarm, strukturreich	Seitenarm, strukturarm
Individuenzahl/m ²	2.470	2.599	3.186	1.820
mittlere Taxazahl	49	46	55	34
absolute Taxazahl	76	78	88	48
Individuen/Taxa und m ²	32,5	33,3	36,2	37,9
Individuen pro Ordnung und Probe				
Mittelwert	176,0	189,2	227,1	130,0
% EPT-Fauna (Individuen)	16,7	16,2	10,8	2,7
Taxa pro Ordnung und Probe				
Mittelwert	3,4	3,3	3,8	2,4
% EPT-Fauna (Taxa)	36,4	32,7	34,5	25,4

23,9% aller Taxa wurden in allen vier Bereichen nachgewiesen, darunter jene Taxa mit den größten Abundanzen. *Gammarus roeseli* war in den ersten drei Bereichen das individuenreichste Taxon mit bis zu 1.054 Ind./m² (in den strukturreichen Seitenarmen). Im Bereich der strukturarmen Seitenarme dominierten hingegen vor allem die *Diptera* (*Chironomini* Gen. sp. erreicht bis zu 628 Ind./m²).

Der Großteil aller Taxa wurde jedoch nicht in allen vier Bereichen nachgewiesen, sondern kam mehr oder weniger stark räumlich begrenzt in nur einigen Bereichen vor (Abb. 13-112).

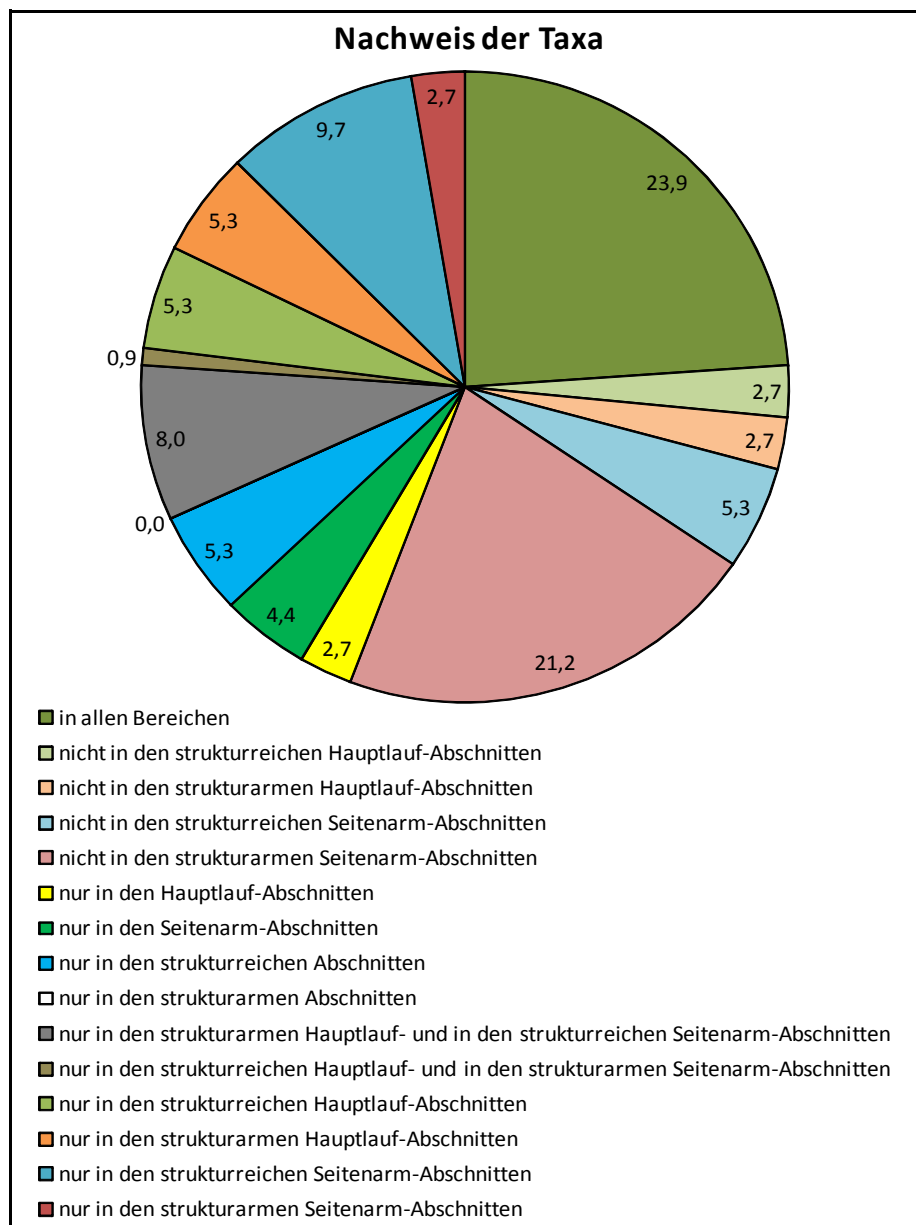


Abb: 13-112: Nachweis der Taxa in den verschiedenen Bereichen (in % aller Taxa)

21,2% aller Taxa, und damit der mit Abstand größte Anteil dieser nicht überall nachgewiesenen Taxa, wurden nicht in den strukturarmen Seitenarmen vorgefunden. Der Anteil der Taxa, die ausschließlich in diesen Abschnitten vorkamen war hingegen mit 2,7% sehr gering. Dies ist Ausdruck der sehr speziellen ökologischen Bedingungen in diesen Bereichen (hoher Anteil schlammgeprägter Habitate, allgemeine Habitatarmut, geringer Sauer-

stoffgehalt und sehr geringe Strömungsgeschwindigkeiten), unter denen viele fließgewässertypische Arten nicht dauerhaft überleben können.

Weitere 9,7% aller Taxa (je 27% davon *Mollusca* und *Trichoptera* sowie 18% *Coleoptera*) wurden ausschließlich in den strukturreichen Seitenarmabschnitten nachgewiesen. 5,3% aller Taxa konnten hingegen nicht in den strukturreichen Seitenarmabschnitten vorgefunden werden.

Die Seitenarmabschnitte sind demnach sehr spezifische Lebensräume, die einerseits von vielen Taxa gemieden, andererseits aber von etlichen Taxa bevorzugt werden.

Auch hinsichtlich des Grades der Spezialisierung nehmen die Seitenarmabschnitte eine Sonderstellung ein. Zwar zeigten sich bei Berücksichtigung aller Taxa nur sehr geringe Unterschiede (in allen Bereichen wurden zwischen 54,5% und 60,3% stenopotente Taxa nachgewiesen und in den strukturarmen Seitenarmabschnitten war der Anteil der Generalisten mit 30% deutlich höher als in den übrigen Bereichen (17,5-18,3%). Betrachtet man hingegen nur die Taxa mit einem steten Nachweis von mindestens 0,5 Ind./Probe, so werden deutliche Unterschiede sichtbar (Abb. 13-113). Während die beiden Hauptlaufbereiche eine sehr ähnliche Zusammensetzung aufwiesen (wobei in den strukturreichen Abschnitten der Anteil der stark stenopotenten Taxa größer war als in den strukturarmen Abschnitten), boten die beiden Seitenarmbereiche ein anderes Bild. In den strukturreichen Seitenarmabschnitten war der Anteil der stenopotenten Taxa mit 45,7% ausgesprochen hoch, während in den strukturarmen Seitenarmabschnitten die eurypotenten Taxa einen überdurchschnittlichen Anteil ausmachten (64,7%).

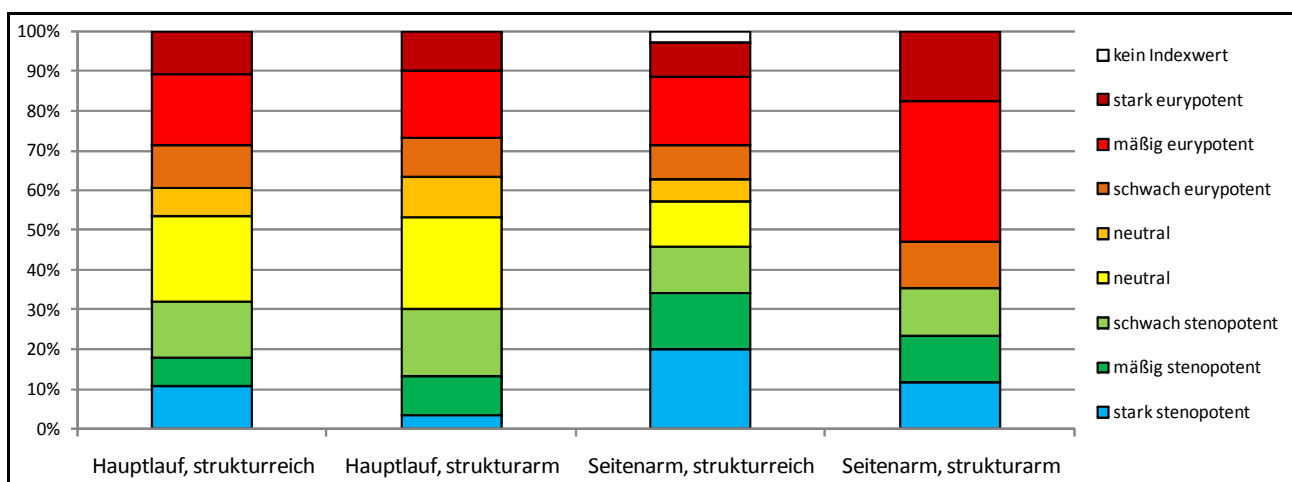


Abb. 13-113: Einteilung der Taxa in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Spezialisierungsgrades (alle Taxa mit einem steten Vorkommen von mind. 0,5 Ind./Probe)

Ob sich diese Unterschiede auch in einer qualitativen Betrachtung des Makrozoobenthos' wiederfinden, sollen die weiteren Analysen prüfen.

Die Zusammensetzung der Individuendichte zeigt große Unterschiede, aber auch Gemeinsamkeiten. Die beiden Hauptlaufbereiche unterschieden sich in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in nur geringem Maße (Abb. 13-114). In beiden Bereichen dominierten die *Crustacea*, gefolgt von den *Diptera* und den *Oligochaeta*. Größere Bedeutung hatten auch die *Acari*, *Ephemeroptera* und *Trichoptera*. Kleinere Unterschiede konnten bei den Anteilen der *Heteroptera* (in den strukturreichen Hauptlaufabschnitten häufiger als in den strukturarmen) und der *Turbellaria* (in den strukturarmen Abschnitten häufiger als in den strukturreichen) verzeichnet werden.

Die strukturreichen Seitenarmabschnitte waren durch eine ähnliche Bedeutung der *Crustacea* und *Diptera* gekennzeichnet (der Anteil der *Crustacea* war jedoch größer als in den Hauptlaufbereichen). Allerdings traten bezüglich vieler anderer Ordnungen deutliche Unterschiede zu den Hauptlaufbereichen auf. So war der Anteil der *Trichoptera*, *Plecoptera*, *Heteroptera*, *Ephemeroptera* und *Acari* – und damit der charakteristischen Fließgewässerordnungen – hier geringer. Dafür wiesen die strukturreichen Seitenarmabschnitte größere Anteile der stillgewässertypischen Ordnungen der *Hirundinea*, *Megaloptera* und *Mollusca* auf.

Während die strukturreichen Seitenarmabschnitte noch eine insgesamt große Ähnlichkeit zu den Hauptlaufbereichen aufwiesen, war die Zusammensetzung der Individuendichte in den strukturarmen Seitenarmbereichen grundlegend von der aller anderen Bereiche verschieden. Den mit Abstand größten Anteil der Gesamtindividuendichte stellten mit 51% die *Diptera*. Die *Oligochaeta*, *Heteroptera*, *Crustacea* und *Acari* prägten die Zusammensetzung ebenfalls, alle anderen Ordnungen spielten jedoch kaum eine Rolle.

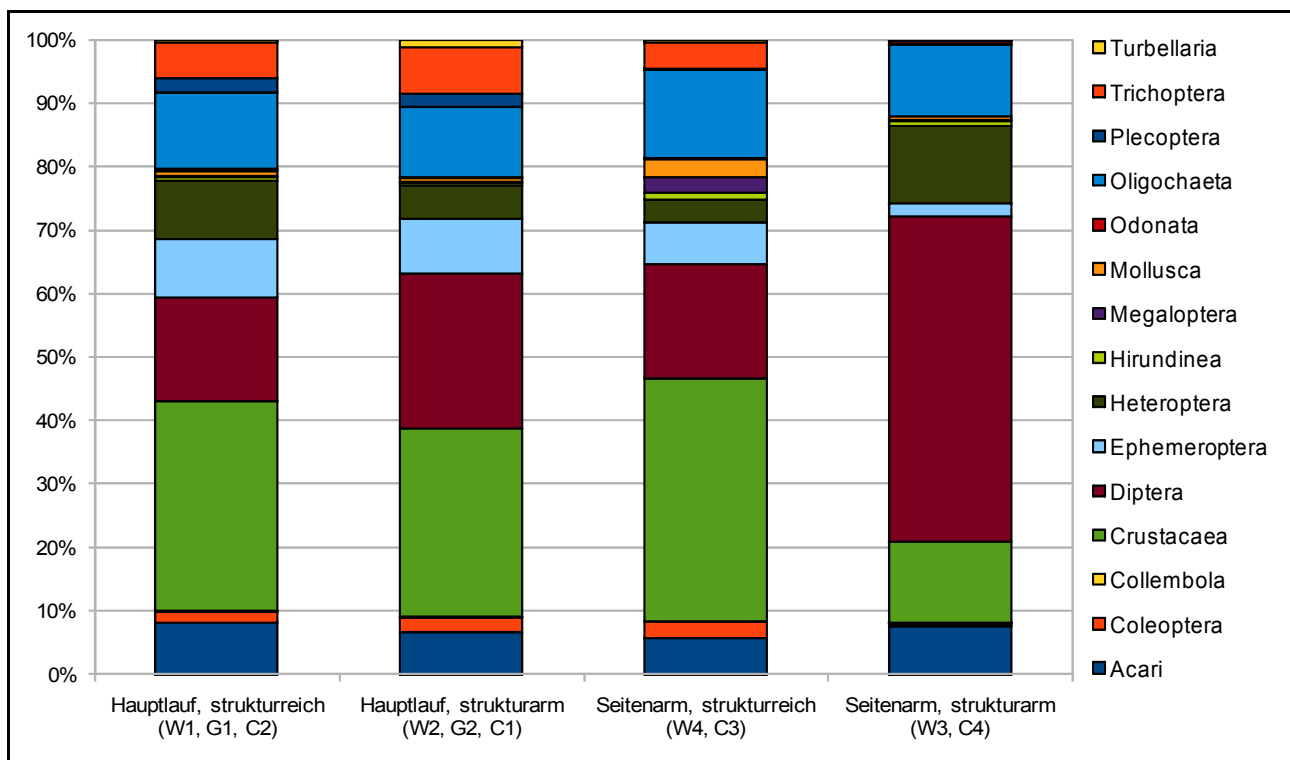


Abb. 13-114: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Bereichen (Hauptlauf/Seitenarm und Strukturreich/Strukturarm) (in % der Individuendichte)

Auch bezüglich der Taxazahlen boten die strukturarmen Seitenarmabschnitte ein Bild, welches grundlegend von der Zusammensetzung der anderen Bereiche abwich (Abb. 13-115). Bedingt durch die viel geringere Gesamttaxazahl kam hier den *Diptera*, *Hirundinea* und *Collembola* eine größere relative Bedeutung bei. Ordnungen hingegen, die in den anderen Bereichen stark vertreten waren (vor allem die *Trichoptera*), spielten hier nur eine untergeordnete Rolle.

In den übrigen Bereichen dominierten die *Trichoptera* und die *Diptera*, ergänzt durch die *Ephemeroptera*, *Coleoptera*, *Crustacea* und auch die *Mollusca*. Die strukturreichen Seitenarmabschnitte wiesen darüber hinaus den größten Anteil an *Odonata* auf und auch die *Mollusca* waren hier nochmals stärker vertreten als in den anderen Bereichen.

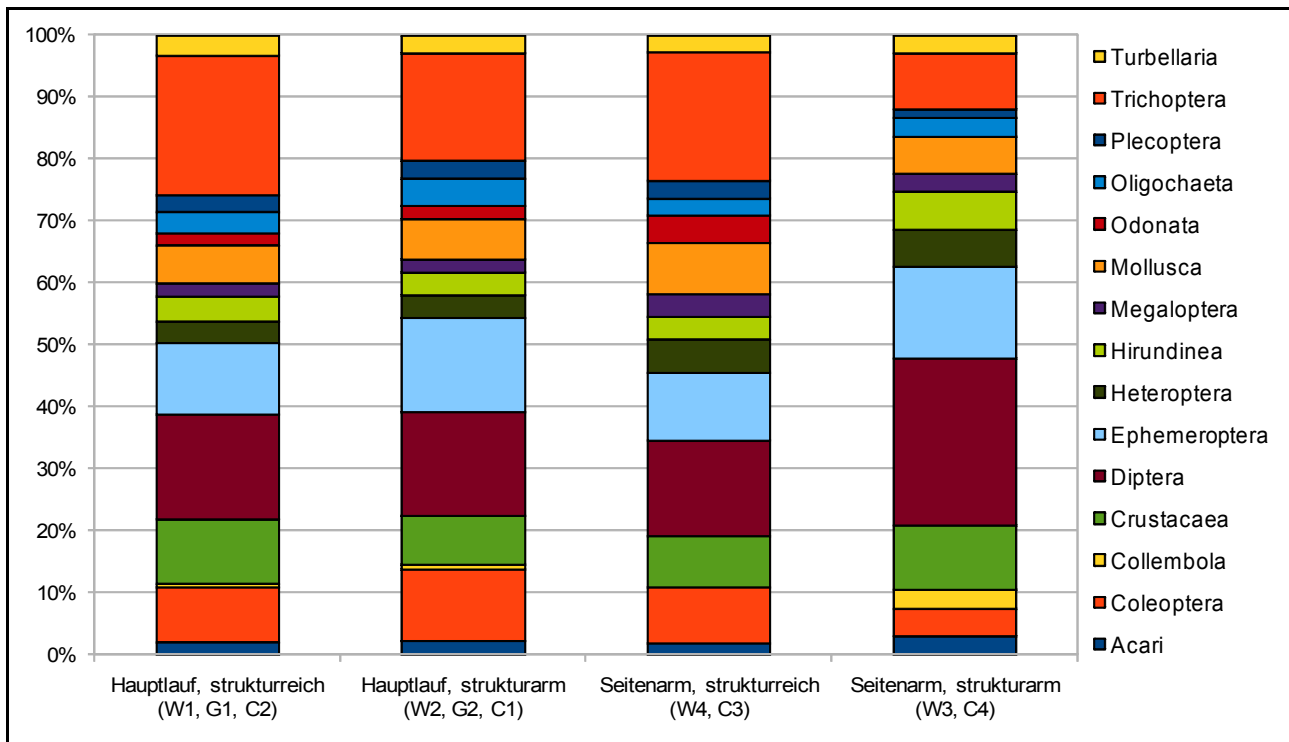


Abb. 13-115: Zusammensetzung des Makrozoobenthos' in den Bereichen (Hauptlauf/Seitenarm und Strukturreich/Strukturarm) (in % der Taxa)

Die geringen Anteile der drei EPT-Ordnungen in den strukturarmen Seitenarmabschnitten wurde bereits eingangs erwähnt. In Abb. 13-116 ist dies konkretisiert dargestellt. Von den drei Ordnungen reagierten die *Plecoptera* und in den strukturarmen Seitenarmabschnitten auch die *Trichoptera* besonders stark auf den Wechsel vom Hauptlauf in die Seitenarme, während die Ephemeroptera vor allem in den strukturreichen Seitenarmabschnitten eine nur unwesentlich geringere Individuendichte erreichten.

In den strukturarmen Hauptlaufabschnitten wurden die meisten EPT-Individuen nachgewiesen, allerdings war, wie bereits beschrieben, der Anteil der EPT-Individuen an der Gesamtindividuendichte in den strukturreichen Hauptlaufbereichen höher.

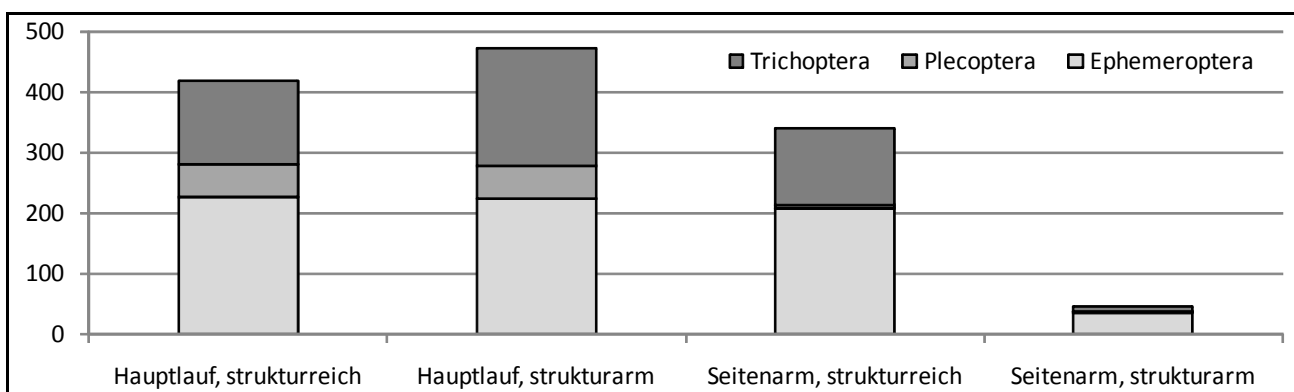


Abb. 13-116: Individuendichte der EPT-Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen (in Ind./m²)

Bezogen auf die Anteile der EPT-Taxa an der Gesamttaxazahl sind die Unterschiede zwi-

schen den Bereichen weniger ausgeprägt (Abb. 13-117). Wiederum wurde in den strukturarmen Hauptlaufabschnitten der höchste Wert (29 Taxa) festgestellt (während die prozentualen Anteile in den strukturreichen Bereichen höher sind), während die strukturarmen Seitenarmabschnitte mit 13 Taxa den niedrigsten Wert aufweisen. Wie auch bei der Individuendichte bleiben die Anteile der *Ephemeroptera* am stabilsten, während die *Trichoptera* am stärksten auf die strukturelle Charakteristik der einzelnen Bereiche reagieren.

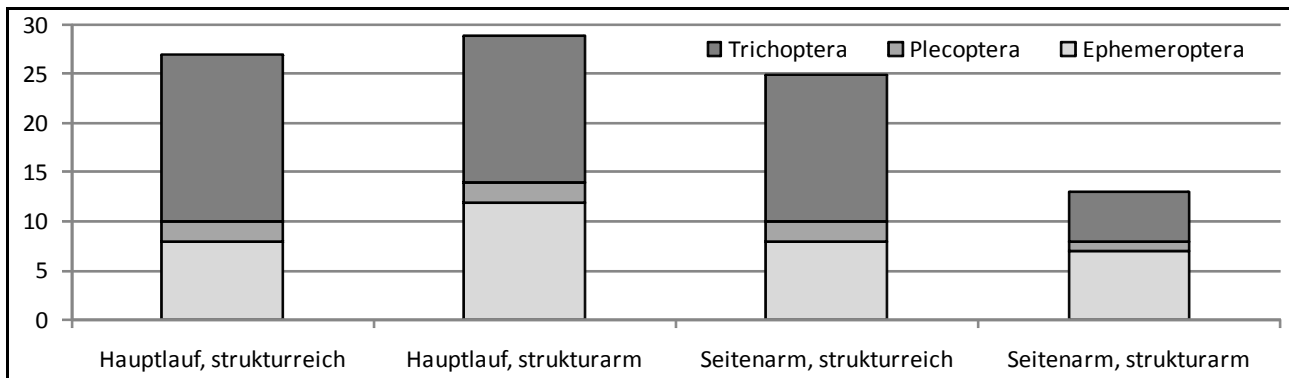


Abb. 13-117: Anzahl der Taxa der EPT-Fauna in den vier strukturell verschiedenen Bereichen

Die Zusammensetzung der EPT-Fauna auf Familienniveau ähnelt in ihrer Aussage der Zusammensetzung auf Ordnungsniveau. Die beiden Hauptlaufbereiche wiesen große Ähnlichkeiten auf, die strukturreichen Seitenarmabschnitte wichen von dieser Zusammensetzung teilweise ab und die strukturarmen Seitenarmabschnitte boten ein völlig anderes Bild.

In den Hauptlaufbereichen dominierten, wie in den anderen Bereichen auch, die *Baetidae*, gefolgt von den *Leuctridae*, *Hydropsychidae* und *Psychomyiidae* (Abb. 13-118). In den strukturarmen Hauptlaufabschnitten waren weiterhin die *Polycentropodidae* und die *Brachycentridae* stärker vertreten. In beiden Bereichen stellten die *Ephemerellidae*, *Leptoceridae*, *Rhyacophilidae*, *Caenidae* und andere Familien gleichermaßen wenige Individuen. In beiden Bereichen wurden darüber hinaus ein Großteil der insgesamt nachgewiesenen EPT-Familien vorgefunden (16 in den strukturreichen Bereichen und 17 in den strukturarmen Bereichen, wobei die eine Familie mehr einen Einzelfund aus der Familie der *Ecnomidae* darstellt).

In den strukturreichen Seitenarmabschnitten waren die *Leptoceridae* die zweitstärkste Familie nach den *Baetidae*. Weiterhin waren die *Psychomyiidae* und *Ephemerellidae* stärker vertreten. Vor allem der hohe Anteil der *Leptoceridae*, die stärker vertretenen *Goeridae* und die in nur geringer Dichte vorkommenden *Hydropsychidae* und *Leuctridae* bildeten die Hauptunterschiede zu den Hauptlaufbereichen. Die *Leptoceridae* (hier vor allem *Mystacides azurea*) sind typische Vertreter von Gewässern geringerer Strömungsgeschwindigkeiten und höherer Anteile an Schlamm und Algen. Die *Goeridae* hingegen weisen eine Präferenz für sandige bis feinkiesige Substrate auf. Die Ansprüche dieser beiden Familien werden in vollem Umfang in den Seitenarmen der Lahn erfüllt. Die in den Hauptlaufabschnitten dominanten Familien der *Leuctridae*, *Hydropsychidae* und *Psychomyiidae* sind an stärkere Strömungsverhältnisse und gröbere Substrate gebunden, was ihr Fehlen in den Seitenarmbereichen erklärt.

In den strukturarmen Seitenarmabschnitten wurden mit nur neun Familien die ärmste EPT-Fauna vorgefunden. Die *Baetidae* dominierten auch diesen Bereich, allerdings betrug die

Individuendichte hier nur ca. 10% der Dichte in den anderen Bereichen. Die *Caenidae* waren die zweitstärkste Familie, gefolgt von den *Ephemeridae*. Während die *Caenidae* ausgesprochene Stillgewässertaxa sind, kommen die *Ephemeridae* (*Ephemera danica*) als grabende Taxa bevorzugt in sandigen Substraten vor.

Die Daten der Familienebene sind insgesamt sehr gut geeignet, die Unterschiede zwischen den vier Bereichen abzubilden. Vor allem die verringerte Strömungsgeschwindigkeit in den Seitenarmen und die stärkere Strömung in den Hauptlaufbereichen, der höhere Anteil schlammiger Habitate in den strukturarmen Seitenarmabschnitten und die größeren Anteile grober Substrate in den Hauptlaufabschnitten und den strukturarmen Seitenarmabschnitten finden sich gut in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' wieder.

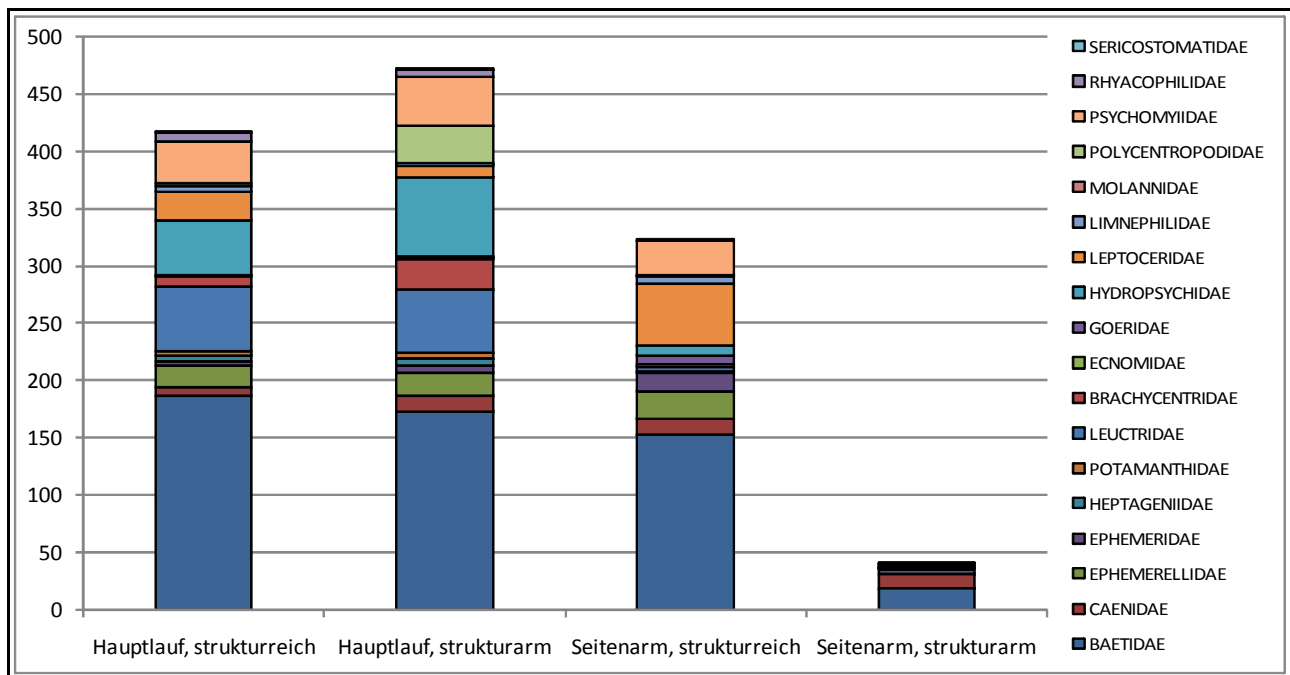


Abb. 13-118: Zusammensetzung der EPT-Fauna (Familienniveau) in den vier strukturell verschiedenen Bereichen (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Ephemeroptera* zeigen auf Artniveau erwartungsgemäß ein noch stärker differenziertes Bild als die gesamte EPT-Fauna auf der Familienebene. Auf dieser Detailstufe der Auswertung werden Unterschiede zwischen allen vier Bereichen sichtbar (Abb. 13-119).

In den strukturreichen Hauptlaufabschnitten dominierte *Baetis sp.* die Eintagsfliegenfauna sehr deutlich. *Serratella ignita* war das zweitstärkste Taxon, gefolgt von *Proclleon bifidum* und *Caenis luctuosa/macrura*. Geringe Individuendichten von *Ephemera danica*, *Ecdyonurus dispar* und *Potamanthus luteus* rundeten die *Ephemeroptera*-Fauna in diesem Bereich ab. Diese Artenzusammensetzung betont den Fließgewässercharakter der strukturreichen Hauptlaufabschnitte. Sowohl *Serratella ignita* als auch *Proclleon bifidum* und *Ecdyonurus dispar* präferieren hohe Strömungsgeschwindigkeiten und können in den Untersuchungsgebieten als Gütezeiger verwendet werden.

In den strukturarmen Hauptlaufabschnitten wurden mit 12 Taxa die meisten Eintagsfliegenarten nachgewiesen. Die Dominanz der Gattung *Baetis sp.* war hier etwas geringer als in den strukturreichen Hauptlaufabschnitten. Dafür traten neben *Serratella ignita* vor allem *Caenis luctuosa/macrura*, *Proclleon bifidum*, *Ephemera danica* und *Potamanthus luteus* stärker auf. Weiterhin wurden zahlreiche Taxa (*Ecdyonurus sp.*, *Heptagenia sulphurea*,

Cloeon dipterum und *Caenis beskidensis/pseudorivulorum*) in geringen Abundanzen nachgewiesen. Die Artenzusammensetzung ähnelt jener der strukturreichen Hauptlaufabschnitte stark, ist jedoch vielfältiger und spiegelt in Ansätzen auch unterschiedliche Charakteristika der strukturarmen Hauptlaufabschnitte wider. Einerseits waren viele strömungsliebende Taxa vertreten (*Heptagenia sulphurea*, *Ecdyonurus* sp., *Serratella ignita*), die eine zu gute Strukturgüte vermuten lassen. Andererseits kamen Arten, die Vertreter eines ruhigeren Strömungsbildes und der damit verbundenen Habitate sind, in größerer Dichte vor als in den strukturreichen Hauptlaufabschnitten (*Ephemera danica*, *Cloeon dipterum*, *Caenis beskidensis/pseudorivulorum*). Betrachtet man diese Artenzusammensetzung, so scheint die negative Gewässerstrukturgütebewertung kaum Auswirkungen auf die eher als Gütezeiger anzusehenden Taxa zu haben. Dies könnte daran liegen, dass die Gewässerstrukturgüte tatsächlich kein guter Indikator für die Gewässerbettfauna ist. Ein anderer Erklärungsansatz hierfür kann in der Strahltheorie gefunden werden (z.B. KONOLD 2008, LORENZ 2008, PODRAZA 2008, REICH 2008). In allen drei Untersuchungsgebieten liegen die strukturarmen Hauptlaufabschnitte unterhalb ihrer strukturreichen Pendants. Es wäre daher möglich, dass Individuen aus den strukturreichen Abschnitten durch Drift und aktive Ausbreitung in die strukturschwachen Abschnitte „ausstrahlen“ und dadurch die Artenzusammensetzung der unterhalb liegenden Abschnitte verändern.

In den strukturreichen Seitenarmabschnitten wurde eine nur geringfügig niedrigere Individuendichte als in den Hauptlaufbereichen festgestellt, allerdings wich die Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna deutlich von jener der Hauptlaufabschnitte ab. *Baetis* sp. dominierte zwar auch hier, allerdings weit weniger deutlich als im Hauptlauf. Stattdessen wies *Proclotron bifidum* – eine rheobionte Art des Epipotamals – eine deutlich größere Abundanz als in den übrigen Bereichen auf. *Serratella ignita*, *Ephemera danica* und *Cloeon dipterum* prägten den Bereich ebenfalls und auch diese Taxa wurden hier in den größten Abundanzen nachgewiesen. *Caenis luctuosa/macrura* kam in den strukturreichen Seitenarmabschnitten in etwa ebenso großer Dichte wie in den Hauptlaufabschnitten vor, während der Anteil von *Caenis beskidensis/pseudorivulorum* sichtbar anstieg. Taxa, die typisch für die Hauptlaufbereiche sind (*Potamanthus luteus* sowie die Taxa der *Heptageniidae*) wurden in diesem Bereich hingegen nicht oder in nur sehr geringen Individuendichten vorgefunden.

Die Eintagsfliegen-Fauna der strukturreichen Seitenarmabschnitte wird demnach sowohl von anspruchsvollen Fließgewässerarten (vor allem *Proclotron bifidum*) als auch von typischen Stillgewässerarten (*Cloeon dipterum* und die *Caenidae*) geprägt und erscheint somit heterogener und vielfältiger als die Fauna der Hauptlaufbereiche.

Die *Ephemeroptera*-Fauna der strukturarmen Seitenarme hingegen ist durch eine sehr geringe Individuendichte und nur wenige charakteristische Taxa gekennzeichnet. *Baetis* sp. dominiert auch hier, gefolgt von *Caenis beskidensis/pseudorivulorum*, *Caenis luctuosa/macrura* und *Ephemera danica*. Die sowohl absolut als auch relativ sehr hohe Abundanz von *Caenis beskidensis/pseudorivulorum* ist das Merkmal, welches die strukturarmen Seitenarmabschnitte von den übrigen Bereichen unterscheidet.

Die Zusammensetzung der Eintagsfliegen-Fauna in den vier Bereichen folgt einem Gradienten von den strukturreichen Hauptlaufbereichen hin zu den strukturarmen Seitenarmbereichen. Entlang dieses Gradienten nimmt der Anteil der strömungsliebenden und anspruchsvollen Taxa ab und die Bedeutung der Stillgewässerarten nimmt zu. Die beiden Übergangsbereiche (strukturarme Hauptlaufabschnitte und strukturreiche Seitenarmabschnitte) weisen dabei eine vielfältigere Eintagsfliegen-Fauna als die Endpunkte des Gradienten auf.

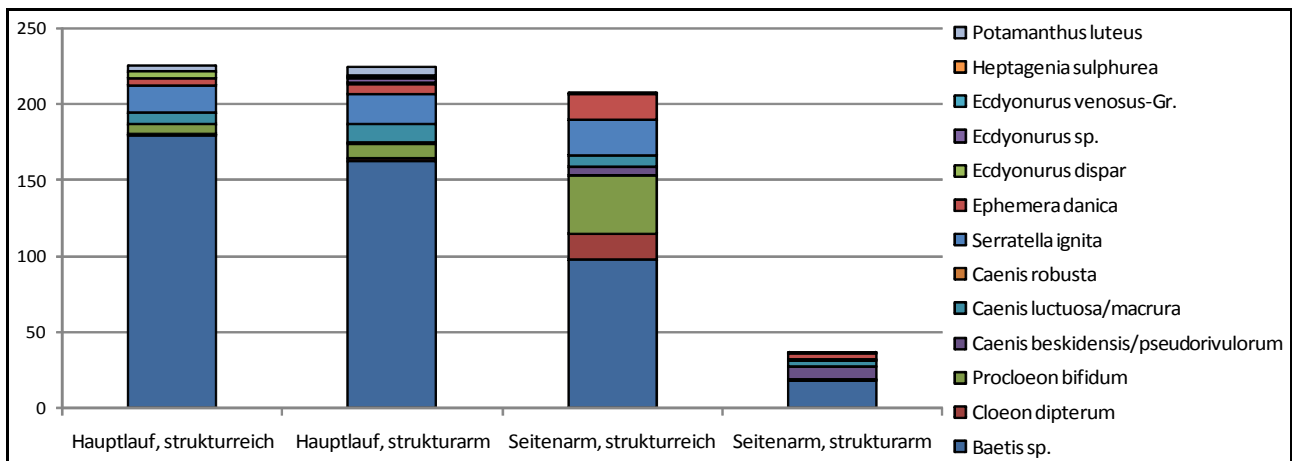


Abb. 13-119: Zusammensetzung der *Ephemeroptera*-Fauna (Artniveau) in den vier strukturell verschiedenen Bereichen (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Plecoptera* hingegen zeigten ein anderes Verbreitungsmuster. Zwar waren deutliche Unterschiede zwischen den Hauptlauf- und Seitenarmbereichen zu erkennen (Abb. 13-120), allerdings fielen die Unterschiede zwischen den strukturreichen und strukturarmen Abschnitten sehr gering aus. In den Hauptlaufbereichen überwog in den strukturreichen Abschnitten der Anteil von *Leuctra nigra*, während in den strukturarmen Abschnitten die Anteile beinahe ausgeglichen waren. In den Seitenarmbereichen dominierte hingegen *Leuctra geniculata* die strukturreichen Abschnitte, während diese Art in den strukturarmen Abschnitten gar nicht nachgewiesen wurde. Da die Individuendichten jedoch in beiden Bereichen nur gering waren, ist die Aussagekraft der Verteilung der beiden Taxa sehr begrenzt.

Die deutlich höheren Individuendichten in den Hauptlaufbereichen spiegeln die höheren Strömungsgeschwindigkeiten wider, die im Hauptlauf der Lahn zu verzeichnen waren.

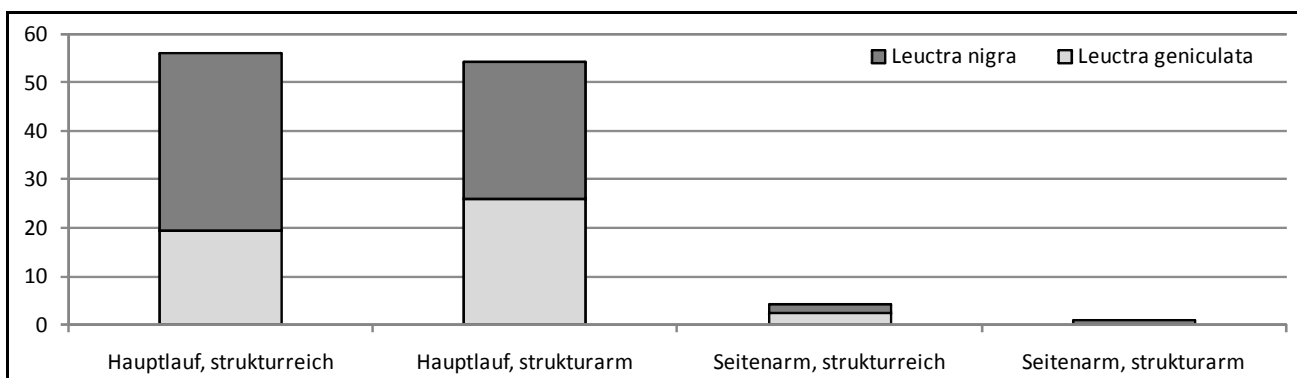


Abb. 13-120: Zusammensetzung der *Plecoptera*-Fauna (Artniveau) in den vier strukturell verschiedenen Bereichen (Individuendichte in Ind./m²)

Die *Trichoptera* zeigen, ähnlich wie die *Ephemeroptera*, deutliche Unterschiede zwischen den vier Bereichen (Abb. 13-121).

In den strukturreichen Hauptlaufabschnitten stellten die Taxa *Tinodes* sp., *Hydropsyche siltalai* und *Mystacides azurea* den Großteil aller Individuen. Die beiden erstgenannten

Taxa sind typische Vertreter der strömungsreichen Fließgewässer während *Mystacides azurea* auch in ruhiger strömenden und durch Feinsubstrat gekennzeichneten Gewässern charakteristisch ist.

Neben diesen, den Bereich prägenden, Taxa kamen *Rhyacophila nubila*, *Brachycentrus subnubilus*, *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche* sp. und *Anabolia nervosa* in nennenswerter Dichte vor. Diese Taxa bevorzugten teilweise ruhigere Gewässerabschnitte mit hohen Feinsedimentanteilen (*Anabolia nervosa*), die meisten präferieren jedoch strömungsreichere Verhältnisse (*Brachycentrus subnubilus*, *Cheumatopsyche lepida*, *Rhyacophila nubila*), so dass die *Trichoptera*-Fauna der strukturreichen Hauptlaufbereiche als typisch für den Mittellauf der Lahn gelten kann.

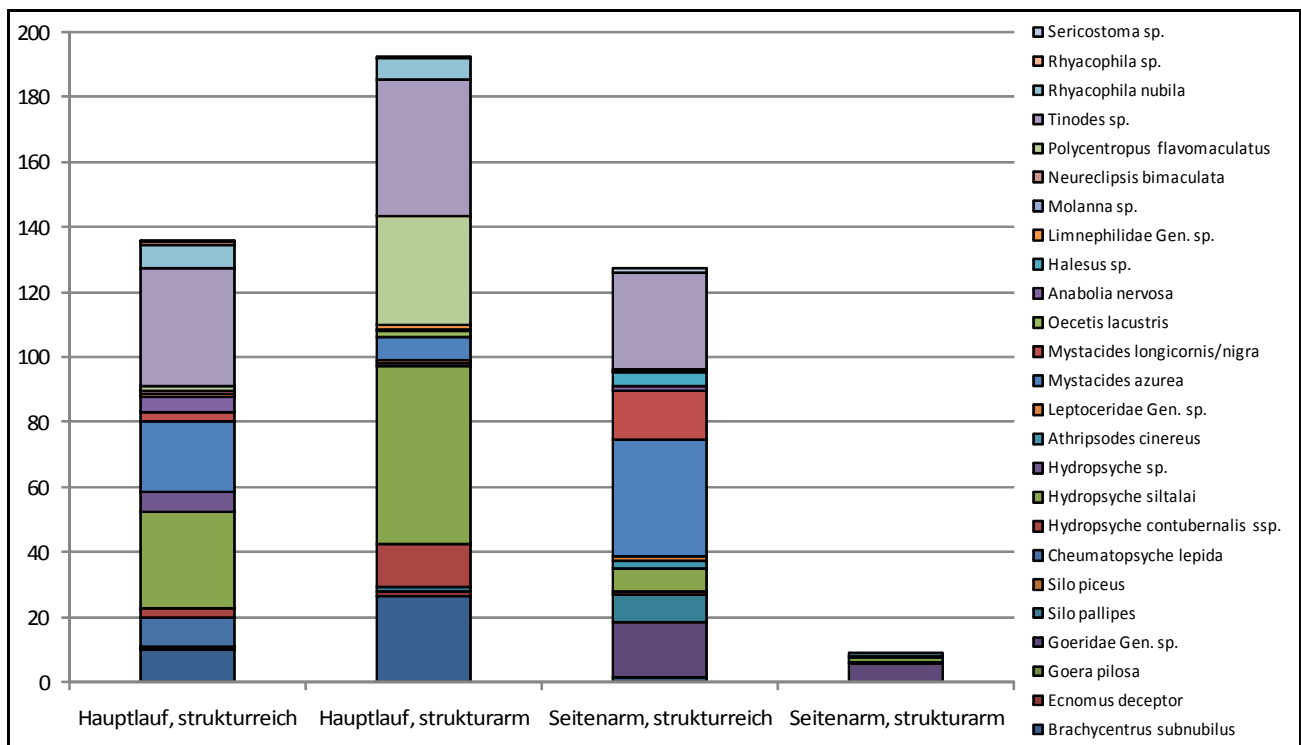


Abb. 13-121: Zusammensetzung der *Trichoptera*-Fauna (Artniveau) in den vier strukturell verschiedenen Bereichen (Individuendichte in Ind./m²)

Die strukturarmen Hauptlaufbereiche unterschieden sich von den strukturreichen Bereichen sowohl durch eine höhere Gesamtindividuellendichte der *Trichoptera* als auch durch eine andere Rangfolge der Taxa. Das mit Abstand abundanzstärkste Taxon war hier *Hydropsyche siltalai*, gefolgt von *Tinodes* sp. Anders als in den strukturreichen Hauptlaufabschnitten wies jedoch *Polycentropus flavomaculatus* als drittstärkstes Taxon eine sehr hohe Individuellendichte auf. Diese Art wurde nur hier in nennenswerter Zahl vorgefunden, was jedoch etwas verwundert, da die Ansprüche von *Polycentropus flavomaculatus* nicht so eng begrenzt sind, dass diese Art nicht auch in anderen Bereichen vorkommen könnte. In den drei Untersuchungsgebieten wurde die Art in Bereichen mit kies- und blockgeprägten Habitaten (vor allem im Typ RnP), hoher Strömungsgeschwindigkeit und größerer Tiefe (>3 dm) nachgewiesen. Die Wassertiefe scheint hier der entscheidende Faktor zu sein, da alle anderen Kriterien auch von den strukturreichen Hauptlaufabschnitten erfüllt werden. In den Seitenarmbereichen dürfte indes die Strömungsgeschwindigkeit zu gering sein.

Die weiteren Taxa, die in den strukturarmen Hauptlaufabschnitten in größerer Dichte vorkamen sind *Brachycentrus subnubilus*, *Hydropsyche contubernalis* ssp., *Mystacides azurea* und *Rhyacophila nubila*. Alle diese Taxa, mit Ausnahme von *Mystacides azurea*, präferieren grobsubstratreiche Gewässerabschnitte mit höherer Fließgeschwindigkeit. Ein Einfluss der vergleichsweise schlecht ausgefallenen Gewässerstrukturgütekartierung ließ sich hier nicht feststellen.

In den strukturreichen Seitenarmabschnitten wurde die *Trichoptera*-Fauna vor allem von *Mystacides azurea*, *Tinodes* sp., *Goeridae* Gen. sp. und *Mystacides longicornis/nigra* geprägt. In geringeren Individuendichten kamen darüber hinaus *Silo pallipes*, *Hydropsyche siltalai*, *Halesus* sp., *Anabolia nervosa* und *Anthrripsodis cinerus* vor. Viele dieser Taxa präferieren fein- bis grobkörniges mineralisches Substrat (*Goeridae* Gen. sp., *Silo pallipes*, *Anabolia nervosa*, *Tinodes* sp.). Andere sind auf stärker organisch geprägte und strömungsberuhigte Bereiche spezialisiert (*Mystacides azurea* und *M. longicornis/nigra* sowie *Anthrripsodis cinerus*). Dies spiegelt den dualen Charakter dieses Bereichs wider. Einige Taxa repräsentieren den Seitenarmcharakter (hoher Anteil von organischem Material und Feinsubstraten sowie eine reduzierte Strömungsgeschwindigkeit), andere Taxa stehen für die vergleichsweise gute Strukturgütebewertung (Abschnitte mit größerer Strömungsvielfalt und daher auch größeren Anteilen gröberen Substrats).

Die strukturarmen Seitenarmabschnitte schließlich waren durch eine sehr artenarme *Trichoptera*-Fauna gekennzeichnet. Lediglich fünf Taxa wurden überhaupt nachgewiesen und die Gesamtindividuendichte war sehr gering. Die *Goeridae* Gen. sp. sind das abundanzstärkste Taxon, gefolgt von *Hydropsyche siltalai* und *Halesus* sp. Aufgrund der geringen Abundanzen ließen sich jedoch keine genaueren Erkenntnisse aus dieser Zusammensetzung gewinnen.

Insgesamt zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den vier Bereichen, die sich allerdings nicht immer klar den Merkmalspaaren Hauptlauf/Seitenarm und strukturreich/strukturarm zuordnen lassen.

Wie gezeigt wurde, reagieren die drei Ordnungen der EPT-Fauna auf unterschiedliche Weise auf die Struktur der Untersuchungsabschnitte. Alle drei Ordnungen sind geeignet, die Hauptlaufabschnitte von den Seitenarmabschnitten abzugrenzen und die *Ephemeroptera* und teilweise auch die *Trichoptera* zeichnen auch die Unterschiede zwischen strukturreichen und strukturarmen Bereichen nach. Die Verteilung von rheophilen und limnophilen Taxa korrespondiert überwiegend gut mit der Einteilung der Untersuchungsabschnitte in die vier Bereiche, was sich auch in der Bewertung der ökologischen Gewässergüte (siehe nächstes Teilkapitel) widerspiegelt.

Im Umkehrschluss lassen Kenntnisse über die mikromorphologische Beschaffenheit des Gewässerbetts auf Basis der hier vorgestellten Zusammenhänge durchaus die Ableitung von faunistischen Erkenntnissen zu. Die Übertragbarkeit von Ergebnissen der Gewässerstrukturgüte muss jedoch kritisch gesehen werden.

13.4.3 Ergebnisse der PERLODES-Bewertung

In den vorherigen Teilkapiteln wurden die autökologische Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft sowie die Zusammenhänge zwischen verschiedenen strukturellen Parametern und dem Makrozoobenthos – von der Betrachtung einzelner Merkmale bis hin zu den Untersuchungsgebieten – analysiert.

Aus den Ergebnissen dieser Analyse ließen sich bereits vielfältige Rückschlüsse auf die Güte der untersuchten Gewässerabschnitte ziehen, beispielsweise für die Artenvielfalt oder das Vorkommen besonders charakteristischer Taxa. Für eine Bewertung der ökologischen Gewässergüte im Rahmen des, durch die EU-WRRL vorgeschriebenen, Monitoringprogramms ist jedoch eine standardisierte Evaluation erforderlich. Dies geschieht in der Regel durch das PERLODES-Verfahren mit Hilfe der ASTERICS-Software (MEIER ET AL. 2006b).

Um den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen abschätzen zu können und um eine Bewertung im Hinblick auf die Zielerreichung der EU-WRRL vorzunehmen, wurden daher die Daten der Makrozoobenthosbeprobung in die Berechnungssoftware eingespeist und die ökologische Zustandsklasse für jeden Untersuchungsabschnitt automatisch errechnet.

In Vorbereitung der Berechnung wurden aus den 165 Taxalisten (eine pro Probe) die 10 Taxalisten für die Untersuchungsabschnitte generiert. Dabei wurden alle Proben in Abhängigkeit der Häufigkeit der jeweiligen Habitattypen gewichtet aggregiert, so dass die resultierenden Taxalisten die real kartierten Verhältnisse im Gewässerbett so genau wie möglich repräsentieren.

Die Berechnung der ökologischen Zustandsklasse erfolgte auf Basis der operationellen Taxaliste. Diese schreibt vor, bis zu welchem taxonomischen Niveau die Bestimmung jedes einzelnen Taxons erfolgen muss. Durch die automatisch erfolgte Anpassung der Taxalisten an die operationelle Taxaliste ergaben sich drei Beeinträchtigungen des zu erwartenden Ergebnisses:

1. Taxa, die im Rahmen dieser Arbeit auf ein genaueres Niveau bestimmt wurden, werden für die Bewertung nach dem PERLODES-Verfahren in das benötigte (allgemeinere) Niveau überführt, was einen Informationsverlust mit sich bringt.
2. Taxa, die nicht bis zu dem geforderten Niveau bestimmt werden konnten, bleiben in dem erreichten Niveau erhalten, was jedoch die Genauigkeit der Bewertung verringert, da mit abnehmenden Bestimmungsniveau die Valenz der Taxa hinsichtlich ihrer Indikatorwirkung sinkt.
3. Taxa, die nicht in der operationellen Taxaliste enthalten sind, da sie nicht strikt zum Makrozoobenthos gezählt werden (z.B. die *Acari* oder die *Collembola*), werden in der weiteren Berechnung ignoriert.

Die so generierten Taxalisten wurden anschließend in die ASTERICS-Software v.3.1.1 (WWW.FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG.DE) importiert und die Berechnung unter Angabe des Fließgewässertyps (Typ 9.2; SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004a) durchgeführt.

Die Software lieferte Ergebnisse für die zwei Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“, die zu einem Gesamtergebnis, der „Ökologischen Zustandsklasse“ verrechnet werden konnten. Die Ergebnisse dieser drei Blöcke werden im Folgenden vorgestellt.

Der Abschnitt Cappel 4 wurde nicht bewertet, da nach der Autokorrektur der Taxalisten in diesem Abschnitt nicht mehr genügend bewertungsrelevante Taxa zur Verfügung standen. Dies bedeutet, dass das PERLODES-Verfahren für die Bewertung des Renaturierungserfolges erst kürzlich renaturierter Gewässerabschnitte nicht in jedem Fall geeignet ist.

13.4.3.1 Modul Saprobie

Hinter der Bezeichnung „Modul Saprobie“ verbirgt sich der Saprobienindex in der überarbeiteten Fassung (ROLAUFFS ET AL. 2003), welcher hier für den Fließgewässertyp 9.2 berechnet wurde. Die Ergebnisse dieser Bewertung sind in Tab. 13-28 dargestellt.

Die Ergebnisse des Saprobienindex' lagen zwischen 1,97 und 2,36 und damit größtenteils in der Güteklasse „gut“. Der strukturarme und rückstaubeinflusste Hauptlaufabschnitt Cappel 1 hat als einziger eine mäßige Bewertung erhalten. Damit wird der gute Zustand für das Modul Saprobie in neun von zehn Abschnitten erreicht. Dies ist jedoch nicht überraschend, da die Saprobie in den deutschen Fließgewässern schon seit den 1980er Jahren nicht mehr das vordergründige Problem darstellt. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von FISCHER ET AL. (2003: 166), wonach für das Modul Saprobie im hessischen Teil des Mittelhaineinzugsgebietes das Güteziel („Güteklasse II“) weitestgehend erreicht ist. Eher schon verwundert die mäßige Bewertung des einen Cappeler Abschnitts, da gemäß des offiziellen Monitorings des hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie der Mittellauf der Lahn durchweg „gut“ bewertet wurde (BANNING, 2007:21). Aufgrund des Umfangs eines flächendeckenden Monitoringprogramms ist die Dichte des Messrasters zwangsläufig zu grob, um kleinräumige Unterschiede, wie sie im Rahmen dieser Arbeit untersucht wurden, zu erfassen. So wurden im gesamten Mittellauf der Lahn in den Jahren 2004 an lediglich zwei und 2006 an 26 Stellen Makrozoobenthosproben entnommen (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2007: 14) Es ist daher anzunehmen, dass auch im Mittellauf der Lahn in den Rückstaubereichen der zahlreichen Wehre schlechtere Bewertungen der Saprobie zu verzeichnen sind als offiziell kartiert wurden.

Tab. 13-28: Ergebnisse der Bewertung des Moduls Saprobie in den Untersuchungsabschnitten

Modul Saprobie	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Gissel 1	Gissel 2	Cappel 1	Cappel 2	Cappel 3	Cappel 4
Saprobienindex (neue Version)	2,022	1,976	2,098	1,966	2,046	2,024	2,357	2,226	2,173	-
Das Ergebnis ist	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	-
Streuung	0,08	0,07	0,14	0,07	0,07	0,06	0,09	0,08	0,06	-
Summe der Abundanzklassen	65	74	26	60	74	81	21	37	58	-

Die beste Bewertung erhielt der strukturreiche Seitenarmabschnitt Weide 4, gefolgt von dem strukturarmen Hauptlaufabschnitt Weide 2 und den Abschnitten Weide 1, Gissel 1 und Gissel 2. Damit fällt die Bewertung der Saprobie in den frei fließenden Untersuchungsgebieten besser aus als in dem rückstaubeinflussten Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“. In den renaturierten Seitenarmabschnitten (ohne Cappel 4) ist der Saprobienindex geringfügig besser als in den Hauptlaufabschnitten (2,08 zu 2,11) und in den strukturreichen Abschnitten ist der Wert etwas besser als in den strukturarmen (2,09 zu 2,11). Der am besten bewertete Bereich ist somit jener der strukturreichen Seitenarmabschnitte (2,07) und der am schlechtesten bewertete jener der strukturarmen Hauptlaufabschnitte (2,12), die Unterschiede fallen jedoch sehr gering aus.

13.4.3.2 Modul Allgemeine Degradation

Ziel der an der Lahn umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen ist es, die Flussbettmorphologie zu verbessern und dadurch den ökologischen Gesamtzustand aufzuwerten. Daher ist die Betrachtung des Moduls „Allgemeine Degradation“ für die Abschätzung des Renaturierungserfolges von besonders großem Interesse. Das Modul setzt sich aus den folgenden vier Teilen zusammen, die je nach Fließgewässertyp durch einen Parameter (die sogenannten Core-Metrics) repräsentiert werden.

1. Toleranz (Core-Metric: German Fauna Index Typ 9.2);
2. Funktionen (Core-Metric: %-Metarhithral-Taxa);
3. Zusammensetzung (Core-Metric: %-EPT-Abundanzklassen);
4. Vielfalt/Diversität (Core-Metric: Anzahl EPTCBO-Taxa).

Eine Beschreibung der Core-Metrics ist im Methodenteil dieser Arbeit zu finden und soll an dieser Stelle nicht wiederholt werden.

Jeder Metric weist die Ergebnisse jedes Untersuchungsabschnitts in der ihm eigenen Skala aus (z.B. die absolute Anzahl der Taxa oder ein Indexwert zwischen -2 und +2). Diese Ergebnisse wurden im Zuge der Bewertung in eine einheitliche Form (Indexwerte zwischen 0 und 1) überführt, wobei 0 das schlechtmöglichste und 1 das bestmöglichste Ergebnis darstellt. Dieser Indexbewertung konnten dann die fünf Qualitätsklassen (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht) zugeordnet werden. Aus der Einzelbewertung der vier Core-Metrics wurde schließlich noch die Gesamtbewertung des Moduls Allgemeine Degradation abgeleitet.

Die Ergebnisse (Metricwerte, 0-1 skalierte Ergebnisse und die Qualitätsklasse) für die vier Core-Metrics sowie die Gesamtbewertung des Moduls Allgemeine Degradation sind in Tab. 13-29 zusammengefasst.

Die Gesamtbewertung der Untersuchungsabschnitte liegt zwischen 0,09 und 0,68 und erreicht damit maximal zwei Drittel des möglichen Höchstwertes. Die beste Bewertung der allgemeinen Degradation, erzielten die strukturarmen Hauptlaufbereiche Weide 2 und Gissel 2. Die schlechteste Bewertung wurde in dem strukturarmen und rückstaubeinflussten Hauptlaufabschnitt Cappel 1 ermittelt, gefolgt von dem strukturarmen Seitenarmabschnitt Weide 3. Dass die strukturarmen Abschnitte sowohl die beste als auch die schlechteste Bewertung der allgemeinen Degradation aufweisen, belegt nochmals, dass die Gewässerstrukturgüte für die Bewertung der ökologischen Gewässergüte der Lahn unter Verwendung des Makrozoobenthos' keine große Bedeutung hat. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen aus der detaillierten Auswertung der faunistischen Befunde.

Auf der Ebene der Untersuchungsgebiete schneidet die „Cappeler Fischerwiese“ erwartungsgemäß am schlechtesten ab. Die massive Beeinträchtigung der Gewässerbettmorphologie durch das unterhalb liegende Steinmühlwehr wird hier sehr deutlich sichtbar. In den stärker frei fließenden Untersuchungsgebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“ fällt die Bewertung besser aus, doch auch hier können strukturelle Defizite festgestellt werden.

Tab. 13-29: Ergebnisse der Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation in den Untersuchungsabschnitten

Modul Allgemeine Degradation	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Gissel 1	Gissel 2	Cappel 1	Cappel 2	Cappel 3	Cappel 4
[Toleranz] German Fauna Index – Typ 9.2	-0,019	0,370	-0,333	0,186	-0,094	0,227	-0,964	-0,667	-0,769	-
Score (0-1)	0,39	0,65	0,18	0,52	0,34	0,55	0	0	0	0
Qualitätsklasse	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig	unbefriedigend	mäßig	schlecht	schlecht	schlecht	-
[Funktionen] %-Metarhithral-Taxa	14,94	11,29	10,88	11,79	12,96	16,12	10,88	11,46	9,23	-
Score (0-1)	0,5	0,31	0,29	0,34	0,4	0,56	0,29	0,32	0,21	-
Qualitätsklasse	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	-
[Zusammensetzung] – %-EPT-Abundanzklassen	47,57	47,11	32,65	46,02	47,75	51,61	20	37,31	30,69	-
Score (0-1)	0,75	0,74	0,26	0,7	0,76	0,89	0	0,41	0,19	-
Qualitätsklasse	gut	gut	unbefriedigend	gut	gut	sehr gut	schlecht	mäßig	schlecht	-
[Vielfalt/Diversität] Anzahl EPTCBO-Taxa	23	32	12	25	27	27	10	19	25	-
Score (0-1)	0,9	1	0,35	1	1	1	0,25	0,7	1	-
Qualitätsklasse	sehr gut	sehr gut	unbefriedigend	sehr gut	sehr gut	sehr gut	unbefriedigend	gut	sehr gut	-
Modul Allgemeine Degradation – Score (0-1)	0,55	0,67	0,24	0,6	0,53	0,68	0,09	0,24	0,23	-

Der Toleranz-Metric (German Fauna Index Typ 9.2), der fließgewässerspezifisch die Sensibilität der Taxa gegenüber strukturellen Defiziten bewertet, weist in nur einem Abschnitt (Weide 2) ein gutes Ergebnis auf. In vier Abschnitten fällt die Bewertung hingegen schlecht aus. Neben den rückstaubeinflussten Cappeler Bereichen hat auch der strukturarme Seitenarmabschnitt Weide 3 eine schlechte Bewertung der Toleranz erhalten. Werte des 'Faunaindex', die kleiner als 0,3 ausfallen (also in allen Abschnitten außer Weide 2), weisen auf eine strukturelle Degradation auf Habitat- und Einzugsgebietsebene hin, die dazu führt, dass Taxa, die bevorzugt Gewässer mit einer naturnahen Morphologie besiedeln, nicht mehr vorkommen und stattdessen anspruchslosere Taxa vermehrt nachgewiesen werden können (MEIER ET AL. 2006c).

Der Funktionen-Metric (%-Metarhithral-Taxa) steht für die Stabilität der funktionalen Zusammenhänge der benthischen Fauna und dafür, ob das untersuchte Fließgewässer seine naturgemäßen Funktionen erfüllt, also alle ökologischen Nischen typentsprechend besetzt sind. Der Anteil der Metarhithralbesiedler soll dies repräsentieren. Ob der Metric indes tatsächlich geeignet ist, die Lahn bei Marburg angemessen zu bewerten, muss in Frage gestellt werden, da die Lahn an diesem Punkt schon nicht mehr den reinen Charakter eines größeren Mittelgebirgsflusses hat sondern sich im Übergangsbereich hin zu einem Gewässer mit Tieflandscharakter befindet. Der rhithrale Charakter, den die Lahn noch oberhalb Marburgs und des Zuflusses der Ohm aufweist und der mit Anteilen der

Metarhithralbesiedler von mehr als 22% verbunden sein soll (MEIER ET AL. 2006c), kann in den Untersuchungsgebieten nicht mehr im gleichen Maße erwartet werden. Entsprechend schlecht fällt die Bewertung dieses Metrics in den Untersuchungsgebieten aus. Mit rund 16% wurden in dem Abschnitt Gissel 2 die meisten Metarhithral-Taxa nachgewiesen, gefolgt von dem strukturreichen Hauptlaufabschnitt Weide 1 mit knapp 15%. Dass diese Werte nur für eine „mäßige“ Bewertung genügen, obwohl die Abschnitte, gemessen am generellen Charakter des Flusses in diesem Bereich, eine herausragende strukturelle Güte und eine hoch diverse Makrozoobenthosfauna aufweisen, spricht gegen die Verwendung dieses Metrics als Core-Metric für diesen Typ. Die unbefriedigenden Bewertungen in den übrigen Abschnitten zeigen hingegen real existierende Defizite auf.

Der Metric, der die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' bewertet ist für den Fließgewässertyp 9.2 der Anteil der EPT-Abundanzklassen. Dieser Anteil wurde in einem der neun bewerteten Abschnitten als „sehr gut“ eingestuft (Gissel 2 – 51,6%), in vier weiteren Abschnitten als „gut“ und in den übrigen Abschnitten wurden teilweise deutliche Defizite aufgezeigt. Der niedrigste Anteil der EPT-Abundanzklassen (20,0% im Abschnitt Cappel 1) liegt dabei weit unter den 60%, die gemäß der Kurzdarstellung des Typs 9.2 (MEIER ET AL. 2006c) in naturnahen Gewässern zu erwarten wären. Wie in Kapitel 13.4.1 dargelegt wurde, fallen die tatsächlichen Anteile der EPT-Fauna an der Gesamtindividuendichte und an der Gesamttaxazahl deutlich niedriger, als dies die hier verwendeten Abundanzklassen suggerieren. Die reale Bedeutung der EPT-Fauna war in den Untersuchungsgebieten demnach noch geringer. „Niedrige Werte des Metrics ($\leq 43\%$) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind insbesondere die Strömungsdiversität und der Aufstau eines Gewässers sowie der Ackeranteil im Einzugsgebiet“ (MEIER ET AL. 2006c:1). In den drei Untersuchungsgebieten können in den Abschnitten mit schlechten Bewertungen sowohl Defizite in der Strömungsvielfalt als auch eine Rückstaubeeinflussung als Ursachen identifiziert werden.

Der Anteil der EPTCBO-Taxa, als vierter und letzter Teil des Moduls „Allgemeine Degradation“, erweitert den Fokus der Bewertung schließlich, um dem stärkeren Tieflandscharakter der großen Flüsse des Mittelgebirges Rechnung zu tragen. Neben den bereits bekannten EPT-Taxa wird hier auch die Anzahl der *Coleoptera*-, *Bivalvia*- und *Odonata*-Taxa berücksichtigt. Diese drei Gruppen, vor allem aber die Muscheln und Libellen, wurden in den Untersuchungsgebieten verstärkt in den strömungsberuhigten Bereichen der Seitenarme nachgewiesen und finden hier Eingang in die Gütebewertung. Typisch für naturnahe Gewässer des Typs 9.2 wäre eine Taxazahl von mehr als 17 (MEIER ET AL. 2006c). Dieser Wert wird in allen Abschnitten, außer in den strukturarmen Abschnitten Weide 3 und Cappel 1, überschritten. Hierbei gilt jedoch zu beachten, dass die Verwendung der absoluten Taxazahl die Aussagekraft der Ergebnisse abschwächt. Durch die Sortierung und Bestimmung jeder einzelnen (Teil)-Probe des Makrozoobenthos' wurde insgesamt deutlich mehr Zeit aufgewandt als in der offiziellen Verfahrensbeschreibung vorgesehen ist (MEIER ET AL. 2006b). Es ist anzunehmen, dass dadurch mehr Taxa nachgewiesen werden konnten, als dies im Rahmen der standardisierten Lebendsortierung möglich gewesen wäre. Die Ergebnisse des Metrics EPTCBO fallen demnach sehr wahrscheinlich zu gut aus.

Einflussgrößen, die zu einer geringeren Taxazahl führen können, sind beispielsweise Strukturarmut, eine unzureichende Sauerstoffversorgung, zu geringe Strömungsvielfalt oder Aufstau des Gewässers. Diese Defizite können alle in den Untersuchungsgebieten beobachtet werden. Vor allem die Kombination aus schlechter Strukturgüte und geringer Strömungsvielfalt (bedingt durch die Lage in einem Seitenarm oder den Rückstau eines Wehres) ist hier als besonders ungünstig einzustufen.

13.4.3.3 Ökologische Zustandsklasse

Die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse ergibt sich aus den Modulen „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ und ist in Tab. 13-30 dargestellt. Nur drei der neun Abschnitte (Weide 2, Weide 4 und Gissel 2) wurden als „gut“ bewertet. In den übrigen Abschnitten wurden mäßige bis schlechte Bewertungen vergeben, was durchweg der Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ entspricht. Damit erzielten die drei Untersuchungsgebiete eine schlechtere Gesamtbewertung als DOMMERMUTH ET AL. (2003) für das Mittelrheineinzugsgebiet festgestellt haben (58% aller untersuchten Abschnitte erreichten den „guten Zustand“). Die Ergebnisse fallen auch deutlich schlechter aus als die des offiziellen Monitorings des Landes Hessen (HLUG (HRSG.) 2008: 24), welches der gesamten Lahn zwischen Marburg und Gießen durchweg einen „guten“ ökologischen Zustand attestiert. Aufgrund des gravierenden negativen Einflusses der stark rückstauenden Wehranlagen auf die ökologische Gewässergüte nach PERLODES ist davon auszugehen, dass oberhalb der Wehranlagen gelegene Fließstrecken der Lahn nicht Teil des Monitoringprogramms sind und so der tatsächliche ökologische Zustand nicht korrekt widerspiegelt wird. Das gleiche gilt mit großer Wahrscheinlichkeit für die renaturierten Seitenarme, die ebenfalls nicht in das Monitoringprogramm aufgenommen wurden. Der negative Einfluss stauregulierter Abschnitte der mittleren Lahn auf die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ wurde in älteren Datensätzen der BfG ebenfalls festgestellt (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2007: 26ff.), fand jedoch keinen Eingang in den Aufbau des Monitoringnetzes.

Ein Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Erfolg der beiden durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen einzuschätzen. Als Erfolg im Sinne der EU-WRRL kann dabei gewertet werden, wenn sich der ökologische Zustand der Untersuchungsgebiete durch die Umsetzung der Maßnahmen verbessert hat und absehbar ist, dass das Ziel des „guten“ Zustands bis 2015 erreichbar ist.

Tab. 13-30: Ergebnisse der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse in den Untersuchungsabschnitten

Ökologische Zustandsklasse	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Gissel 1	Gissel 2	Cappel 1	Cappel 2	Cappel 3	Cappel 4
Modul Saprobie	gut	gut	gut	gut	gut	gut	mäßig	gut	gut	-
Modul Allgemeine Degradation	mäßig	gut	unbefriedigend	gut	mäßig	gut	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend	-
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	gut	unbefriedigend	gut	mäßig	gut	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend	-
Ergebnis ist	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	gesichert	-

Einer der vier renaturierten Untersuchungsabschnitte (Cappel 4) konnte mit dem PERLODES-Verfahren nicht bewertet werden, da die Taxa- und Individuenzahlen zu gering ausfielen und die Mehrzahl der nachgewiesenen Taxa zu den *Diptera* gehören, die nicht bis auf das Artniveau bestimmt werden konnten. Die Untersuchung dieses Abschnitts über einen Zeitraum von drei Jahren hat gezeigt, dass in dem ersten Jahr nach der Renaturierung die Sukzession noch nicht weit genug fortgeschritten war, um eine systematische

Probennahme im Sinne einer Bewertung zu rechtfertigen. Begründet werden kann dies zum großen Teil mit der geringen Dynamik des rückstaubeeinflussten Untersuchungsgebietes und der damit einhergehenden verringerten Geschwindigkeit der eigendynamischen Entwicklungsprozesse. Im Abschnitt Cappel 4 wurden erst im dritten Jahr nach der Renaturierung differenzierte Habitatstrukturen (mit bedeutsamen Anteilen an Makrophyten) sowie anspruchsvollere Taxa (*Ephemeroptera*, *Trichoptera*) nachgewiesen. In Fließgewässern mit einem dynamischeren Strömungsverhalten ist zu erwarten, dass sich die Erstbesiedelung aufgrund einer sich schneller einstellenden Habitatvielfalt und aufgrund einer größeren Bedeutung der Drift rascher vollzieht. Eine Überprüfung des Renaturierungserfolges mit Hilfe des PERLODES-Verfahrens sollte demnach nicht innerhalb der ersten Jahre nach Durchführung der Maßnahme erfolgen, sondern erst dann, wenn sich eine aussagekräftige Biozönose entwickeln konnte. Im Fall der Ende 2005 durchgeführten Maßnahme auf der „Cappeler Fischerwiese“ wäre im Rückblick eine Probennahme von 2009 bis 2011 anstrebenswert gewesen. Dies deckt sich auch mit Erkenntnissen von JÄHNIG ET AL. (2008b: 304), die neben der Wahl der richtigen Probenahmestelle vor allem die vergangene Zeit seit der Renaturierung als maßgebliche Einflussgröße für die Zusammensetzung des Makrozoobenthos identifiziert haben.

Die im Rahmen dieser Arbeit entnommenen Proben aus dem Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ haben trotz des zu frühen Untersuchungszeitraums aufschlussreiche Ergebnisse und Einblicke in die Erstbesiedelung geliefert.

Von den übrigen drei renaturierten Abschnitten erhielt lediglich der strukturreiche Abschnitt Weide 4 eine gute Bewertung des ökologischen Zustands. Der andere strukturreiche Abschnitt Cappel 3 sowie der strukturarme Abschnitt Weide 3 wurden mit „unbefriedigend“ bewertet. In den beiden letztgenannten Abschnitten zeigten sich trotz einer gleichen Einstufung der „Allgemeinen Degradation“ Unterschiede in der Bewertung der Core-Metrics. In dem Abschnitt Weide 3 wurde der Toleranzmetric als „schlecht“ und die übrigen Metrics als „ungenügend“ ausgewiesen. In dem Abschnitt Cappel 3 wurden sowohl der Faunaindex als auch der Anteil der EPT-Taxa als „schlecht“ bewertet.

In allen vier Metrics spielen die Taxa der EPT-Ordnungen eine große Rolle. In den Metrics für die Zusammensetzung und die Vielfalt sind sie ganz vordergründig von elementarer Bedeutung, doch auch in den Metrics für die Funktionen (%-Metarhithral-Taxa) und die Toleranz (German Fauna Index) sind die Arten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen von großer Bedeutung. Zum einen kommen viele Taxa vor allem der Steinfliegen, aber auch der anderen beiden Ordnungen, naturgemäß eher in den Flussoberläufen und damit im Metarhithral vor. Zum anderen wird schon durch die Auswahl dieses Metrics als Schlüsselparameter für den Fließgewässertyp 9.2 angenommen, dass Gewässer dieses Typs einen metarhithralen Charakter aufweisen und entsprechend finden Taxa, die naturgemäß in dieser Längszone vorkommen, verstärkt Eingang in die Bewertung des German Fauna Index für den Typ 9.2.

Wie die Auswertung der Taxalisten im Rahmen dieser Arbeit jedoch gezeigt hat, sind die Anteile der EPT-Fauna in den renaturierten Seitenarmen teilweise deutlich niedriger als in den Hauptlaufabschnitten. Dies ist jedoch keineswegs gleichbedeutend mit einem strukturellen Defizit der Renaturierungsbereiche. Vielmehr weisen die renaturierten Abschnitte eine grundlegend andere morphologische und hydraulische Charakteristik auf als sie in der Fließgewässertypologie festgelegt wurde. Die niedrigere Strömungsgeschwindigkeit und die damit verbundenen höheren Anteile an Feinsubstraten führen in den Seitenarmen zum Fernbleiben typischer Fließgewässerarten der EPT-Fauna und damit zu einer schlechteren Bewertung.

Lediglich der Metric EPTCBO berücksichtigt jene Taxa, die bevorzugt in den strömungsbe-

ruhigten Seitenarmen vorkommen (die *Coleoptera*, *Bivalia* und *Odonata*) in der Bewertung des ökologischen Zustands. Dementsprechend weisen alle renaturierten Seitenarmabschnitte bei diesem Metric die besten Ergebnisse auf.

Die Wahl und Einstufung der Metrics muss trotz umfangreicher Validierungen, die im Zuge der Methodenentwicklung durchgeführt wurden, kritisch gesehen werden. Für die hier vorgestellten Ergebnisse wurde dies bezüglich der Wahl des Häufigkeitsmaßes des Metrics EPT-Fauna diskutiert. TÖDTMANN ET AL. (2005) kritisieren hingegen die Verwendung des Parameters „Anteil der Zerkleinerer“, der in der Praxis eine schlechte Gewässerstrukturgüte indizierte, in die Bewertung der ökologischen Zustandsklasse jedoch positiv einfließt. Ein weiteres Beispiel wird von LÜDERITZ (2004) angeführt. So können zu steile Sohlrampen durch den erhöhten Sauerstoffgehalt und den damit einhergehenden größeren Anteil rheophiler Taxa positiv bewertet werden, obwohl die Durchgängigkeit des Gewässers nicht gewährleistet ist. Dies verdeutlicht nochmals, dass eine deutschlandweit gültige Bewertungsmethode der Fülle verschiedener Fließgewässersysteme und lokaler Merkmalsausprägungen kaum gerecht werden kann.

Entspricht die Makrozoobenthosfauna der Seitenarme jener, die für den Fließgewässertyp 9.2 als naturnah angesehen wird? Nein, die Fauna ähnelt in ihrer Zusammensetzung eher den Lebensgemeinschaften in stark degradierten Wasserkörpern mit Stauhaltung.

Ist die Fauna der Seitenarme deshalb als defizitär und die Renaturierungen als gescheitert anzusehen? Nein, die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' entspricht einer typischen Altarm-/Auengewässer-Zönose und ist somit als typgerecht einzustufen. Dass das PERLODES-Verfahren dies nicht realisiert, ist als Schwäche des Verfahrens, nicht als Defizit der Untersuchungsabschnitte zu sehen. Dieses Problem ist durchaus seit mehreren Jahren bekannt (DICKHAUT ET AL. 2005: 12), allerdings fehlt noch immer ein geeigneter Lösungsansatz (mündliche Mitteilungen von Dr. Daniel Hering (Universität Duisburg-Essen) und Dr. Andrea Sundermann (Forschungsinstitut Senckenberg) während der DGL-Tagungen 2006 & 2007). Eine mögliche Lösung könnte die Ausweisung eines neuen (Sub-)Typs in der Fließgewässertypologie sein, der die Auengewässer mit Stillgewässercharakter berücksichtigt.

Auch andere Untersuchungen von Renaturierungsmaßnahmen konnten nicht immer eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse feststellen. LORENZ ET AL. (2009) haben dies für die Fischfauna und die Makrophyten auf die Beharrlichkeit der Bewertungsinstrumente gegenüber Veränderungen der Biozönosen zurückgeführt. Hinzu kommt, dass im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen Initialhabitate geschaffen werden, die erst über einen Zeitraum von mehreren Jahren von den Arten des Makrozoobenthos besiedelt werden (LORENZ 2008). Ähnlich langsam wandern auch Makrophyten in neu geschaffene Gewässerabschnitte ein. Die Fischfauna hingegen, welche deutlich größere Aktionsradien aufweist als die übrigen Qualitätskomponenten, ist vergleichsweise früh in Renaturierungsbereichen anzutreffen (HEIN & BIRNBACHER 2004). JÄHNIG ET AL. (2008b) haben ebenfalls festgestellt, dass verschiedene Organismengruppen unterschiedlich schnell und stark auf Renaturierungen reagieren, da die Effekte der Maßnahmen auf verschiedenen räumlichen Ebenen vom Mikrohabitat bis zum Gewässerabschnitt unterschiedlich stark ausfallen.

Dies verdeutlicht die Bedeutung wiederholter Evaluationen von Renaturierungsmaßnahmen, die auch in größeren zeitlichen Abständen nach der Umsetzung der Maßnahmen durchgeführt werden sollten.

13.5 Zusammenfassung

13.5.1 Gesamttaxaliste

Die *Trichoptera* waren die taxareichste Ordnung, gefolgt von den *Diptera* und den *Ephemeroptera*. Bezogen auf die Individuendichte dominierten die *Crustaceae*, gefolgt von den *Diptera* und *Trichoptera*. Die meisten der insgesamt 118 Taxa (45,8%) wurden in nur geringer Individuendichte und mit nur geringer Stetigkeit nachgewiesen. 91,6% aller Taxa wurden in höchstens einem Drittel aller Proben vorgefunden. Die Makrozoobenthosfauna der Untersuchungsgebiete ist demnach hoch heterogen. Lediglich 2,5% aller Taxa kamen in den Untersuchungsgebieten sowohl sehr individuenreich als auch sehr stetig vor. Dies sind *Hydrocarina sp.*, *Tubificidae Gen. sp.* und *Gammarus roeseli*.

13.5.1 Autökologie der Taxa

Die meisten Taxa präferieren Habitate mit groben Substraten (Lithal), gefolgt von Taxa, die bevorzugt auf Makrophyten anzutreffen sind. Bezüglich der Längszonierung können die meisten Taxa als Epipotamalbesiedeler angesprochen werden, allerdings ist der Anteil der Litoral-Taxa, bedingt durch die stillgewässerartigen Seitenarme, deutlich höher, als es für ein Gewässer vom Typ 9.2 zu erwarten wäre. Typisch für die Lahn als großer Fluss des Mittelgebirges ist hingegen der große Anteil rheophiler Taxa ebenso wie die Dominanz der Räuber, Weidegänger und Sammler.

13.5.2 Beziehungen Makrozoobenthos - Mikromorphologie

Die Analyse der Makrozoobenthosproben unter Berücksichtigung der Wassertiefe ergab, dass die tiefen Bereiche die individuenreichsten, die flachen Bereiche hingegen die taxareichsten in den Untersuchungsgebieten waren. Der Anteil der eurypotenten Taxa war hinsichtlich der Wassertiefe größer als der Anteil der stenopotenten Taxa. Die Wassertiefe ist demnach kein entscheidender Parameter für die Verteilung des Makrozoobenthos' der Lahn.

Gruppiert nach der Strömungsgeschwindigkeit stieg die Individuendichte mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit an, die Taxazahl hingegen nahm ab, wobei der relative Anteil der EPT-Taxa zunahm. Anders als bei der Wassertiefe war bezüglich der Strömungsgeschwindigkeit der Anteil der stenopotenten Taxa größer als der Anteil der eurypotenten Taxa, wobei die spezialisierten Taxa in den strömungsberuhigten Bereichen stärker vertreten waren als in den strömungsreichen Bereichen.

Bezogen auf die mineralischen Substrate der Gewässersohle wurde die größte Individuendichte bei den grobsubstratreichen sowie den schlammdominierten Proben festgestellt, während die anthropogenen Substrate und der Auenlehm die geringsten Individuendichten aufzeigten. Die größten Taxazahlen wurden ebenfalls in den groben Substraten nachgewiesen, gefolgt von den anthropogenen Substraten. Der Anteil jener Taxa, die in nur einem oder wenigen Substrattypen vorgefunden wurden, überwog den Anteil der in allen Substraten vorkommenden Taxa, wobei selbst die Generalisten in einzelnen Substrattypen Abweichungen von bis zu 165% vom Mittelwert aller Substrattypen aufwiesen. *Gammarus roeseli* war das Taxon, welches am gleichmäßigsten über alle Substrate verteilt nachgewiesen wurde und selbst diese Art zeigte Schwankungen um den Mittelwert von bis zu 40%. Rund 57% aller Taxa wurden nicht im Schlamm nachgewiesen, 32% nicht in der

anthropogenen Blockschüttung, 27% nicht in den feinkörnigen Substraten und rund 13% aller Taxa kamen nicht in den grobkörnigen Substraten vor.

Die organisch geprägten Bereiche wiesen meist überdurchschnittliche Individuendichten auf, wobei die submersen Makrophyten mit 3.051 Ind./m² die höchste Dichte verzeichneten.

Für alle dieser mikromorphologischen Parameter gilt, dass alle Bereiche von den gleichen Taxa dominiert wurden (*Gammarus roeseli*, *Tubificidae* Gen. sp. *Hydrocarina* sp., *Baetis* sp., *Chironomini* Gen. sp., *Corixidae* Gen. sp.). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Bereichen aller Parameter zeigen sich erst bei Betrachtung der weniger abundanzstarken Taxa. Besonders die EPT-Taxa spiegeln diese Unterschiede gut wider. Die größte Vielfalt konnte in flachen, strömungsreichen, grobsubstratreichen und von Makrophyten geprägten Bereichen nachgewiesen werden, während tiefe, strömungsarme und schlammgeprägte Bereiche durch besonders niedrige Individuen- und Taxaanteile charakterisiert waren.

13.5.3 Beziehungen Makrozoobenthos - Habitate

Die maximale Individuendichte lag mit fast 5.000 Ind./m² in den Typen CRO (kiesreicher Auenlehm mit viel organischem Material) und MSo (sandreicher Schlamm mit wenig organischem Material). Die niedrigste Dichten (ca. 1.000 Ind./m²) wurden jedoch ebenfalls in lehmigen und schlammigen Habitaten nachgewiesen. Die taxareichsten Habitate waren hingegen unter den kiesgeprägten, den anthropogenen und den sandigen Habitattypen zu finden. Während demnach diese Bereiche eine große Vielfalt aufwiesen, waren die schlammigen und lehmigen Bereiche durch das massenhafte Vorkommen vergleichsweise weniger Taxa gekennzeichnet. Fasst man die 32 Habitattypen zu Gruppen zusammen, so zeigen die schlammgeprägten und die kies- und blockgeprägten Habitate die höchsten Individuendichten von knapp 3.000 Ind./m² auf. Weist man die makrophytendominierten Habitate als eigene Typengruppe aus, so erreicht diese Gruppe mehr als 4.100 Ind./m² und ist damit die am dichtesten besiedelte Habitattypengruppe.

Der Großteil der Gesamtindividuendichte wurde in allen Habitattypen von den Ordnungen der *Crustacea*, *Diptera*, *Oligochaeta* und *Heteroptera* gestellt (zwischen 53,9 und 92,7%). Viele der anderen Ordnungen wiesen hingegen deutliche Präferenzen für bestimmte Habitattypen(-gruppen) auf – so zum Beispiel die *Coleoptera* in den anthropogenen Habitaten oder die *Megaloptera* in den schlammgeprägten Habitaten. Auch die EPT-Fauna zeigte ein differenziertes Besiedlungsmuster der Habitattypen mit deutlicher Bevorzugung der kies- und blockgeprägten Habitate, wobei jedoch einzelne Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt auch in anderen Habitattypengruppen hatten.

Mit 2,5% wurde nur ein verschwindend geringer Teil aller Taxa in allen 32 Habitattypen nachgewiesen, während 24,6% in nur einem Habitattypen und 44,9% in höchstens einem Viertel aller Typen vorkamen. Einer stetigen Dominanz weniger Taxa stand demnach ein großer Grad an Spezialisierung des Großteils der übrigen Taxa gegenüber.

13.5.4 Verteilung des Makrozoobenthos' in den Untersuchungsabschnitten

Die zehn Untersuchungsabschnitte wiesen sowohl hinsichtlich der Quantität als auch der Qualität der Zusammensetzung des Makrozoobenthos' große Unterschiede auf. Die vier renaturierten Abschnitte gehörten sowohl zu den individuenreichsten und taxareichsten als auch zu den individuenärmsten und taxaärmsten Abschnitten. Besonders arten- und individuenreich waren die Abschnitte in dem noch nicht renaturierten Gebiet „Gisselberger Straße“. In keinem der 10 Abschnitte wurden jedoch mehr als 50% der Gesamttaxazahl

nachgewiesen, die volle Artenvielfalt kommt also erst zum Tragen, wenn alle Abschnitte gemeinsam betrachtet werden.

Einige Ordnungen (*Acari*, *Coleoptera*, *Heteroptera*, *Ephemeroptera* und *Oligochaeta*) besiedelten alle Untersuchungsabschnitte in ähnlichen Abundanzen. Andere Ordnungen, wie die *Crustacea* oder *Diptera* zeigten deutliche Präferenzen für einige Abschnitte und waren in anderen nur vergleichsweise gering vertreten. Und schließlich wurden einige Ordnungen nur in bestimmten Abschnitten nachgewiesen (*Hirundinea*, *Turbellaria*, *Megaloptera* und *Mollusca*). Die Bevorzugung einiger Abschnitte durch die verschiedenen Ordnungen war dabei eng an die Einstufung der Abschnitte in strukturreich und strukturarm oder an die drei Untersuchungsgebiete gekoppelt. Im ersten Fall übt die Strömungsgeschwindigkeit einen großen Einfluss auf die Strukturgüte der Abschnitte aus, während im zweiten Fall das generelle Strömungsverhalten der Lahn (frei fließend oder staureguliert) hinter der Einteilung in die drei Gebiete steht. In beiden Fällen ist die Strömung der entscheidende Parameter.

Die EPT-Fauna hat sich im Rahmen dieser Untersuchungen als guter Indikator für die Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten sowie den Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten erwiesen. Teilweise konnten auch die strukturreichen und strukturarmen Bereiche differenziert werden. Selbst auf der Ebene der Familien, deutlicher aber noch auf der Ebene der Arten waren bei fast allen Taxa deutliche Präferenzen zu erkennen, die eine Charakterisierung der untersuchten Abschnitte ermöglichen.

13.5.5 Ökologische Bewertung der Untersuchungsabschnitte

Die Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchung wurden in die ASTERICS-Software eingespeist um eine Bewertung der Saprobie, der allgemeinen Degradation und der ökologischen Zustandsklasse als Gesamtbewertung zu erhalten.

Während die Saprobie in den untersuchten Abschnitten der Lahn größtenteils „gut“ bewertet wurde, fiel die Bewertung des morphologischen Zustands teilweise gut und teilweise schlecht aus, wobei die rückstaubeeinträchtigten Abschnitte und die Renaturierungsbereiche mit geringer Strömungsgeschwindigkeit die schlechtesten Einstufungen erzielten. Die überwiegend negative Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen trotz hoher morphologischer und faunistischer Vielfalt ist jedoch nicht Ausdruck real existierender Defizite, sondern einer Lücke in der offiziellen Bewertungsmethodik.

Die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse gleicht der Einstufung der allgemeinen Degradation und enthält somit die gleiche Fehlbewertung der Renaturierungsbereiche.

14. Chemisch-Physikalisches Messprogramm

14.1 Allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

An insgesamt 34 Terminen zwischen Januar 2006 und Dezember 2008 wurden an sechs Messstellen in den drei Untersuchungsgebieten der Lahn zahlreiche chemisch-physikalische Parameter der Wassergüte bestimmt. Die Mittelwerte sowie die Minima und Maxima aller Parameter können Tab. 14-01 entnommen werden. In den Tabellen 14-02 und 14-03 sind weiterhin die Mittelwerte der drei Messjahre angegeben.

Tab. 14-01: Allgemeine chemisch-physikalische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentrat ion (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
Mittelwert	9,95	7,78	273	9,41	83,6	337	16,4	0,002	0,180	4,7
Minimum	0,00	6,79	124	3,27	34,8	100	5,0	0,000	0,000	1,5
Maximum	24,80	9,47	518	15,77	127,9	600	37,5	0,050	5,000	6,5

Tab. 14-02: Mittlere Minimalwerte der untersuchten Parameter in den drei Messjahren

Messjahr	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
2006	0,20	7,02	216	5,09	54,8	300	11,3	0,000	0,000	1,5
2007	2,28	7,28	128	5,03	55,4	100	5,0	0,000	0,000	1,5
2008	3,57	7,33	134	6,93	66,3	300	5,0	0,000	0,000	1,5

Das chemisch-physikalische Messprogramm konnte mit den aufgeführten Parametern jedoch nur einen kleinen Ausschnitt der chemischen Wassergüte erfassen. Andere potenzielle Belastungsparameter konnten nicht untersucht werden, obwohl sie für die Lebensraumeignung der Untersuchungsgebiete durchaus relevant sein könnten. So haben FISCHER ET AL. (2003: 166) für die mittlere Lahn Bleikonzentrationen nachgewiesen, die der Hälfte des Grenzwertes für prioritäre Stoffe entspricht und die Pflanzenschutzmittel Benta-zon und Dichlorprop überschritten vereinzelt die Qualitätsziele für gefährliche Stoffe

gemäß RL 76/464 EWG. Weitere stoffliche Belastungen konnte in dem Gesamt-Phosphor-Gehalt sowie den polychlorierten Biphenylen identifiziert werden (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2005a).

Tab. 14-03: Mittlere Maximalwerte der untersuchten Parameter in den drei Messjahren

Messjahr	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
2006	23,57	8,10	470	14,37	102,1	500	20,8	0,050	3,333	6,5
2007	16,10	9,04	350	13,10	109,2	600	17,5	0,000	0,833	6,5
2008	17,05	8,63	361	14,79	117,5	300	17,5	0,000	0,100	6,5

14.1.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur betrug in den Jahren 2006-2008 im Mittel 9,95°C, das Minimum lag bei 0°C und das Maximum bei 24,80°C. Dabei lagen die Maximalwerte der Wassertemperatur aller Messpunkte über 20°C, was die Lahn somit als sommerwarmen Fluss kennzeichnet (LEHMANN 2001).

2006, im ersten Jahr der Untersuchung, lag der Mittelwert der Wassertemperatur mit 10,73°C deutlich über den Werten der Folgejahre 2007 (9,28°C) und 2008 (9,77°C). Die mittleren Minimal- und Maximalwerte der Wassertemperatur wichen 2006 ebenfalls stark von den folgenden Jahren ab (Tab. 14-02 und 14-03).

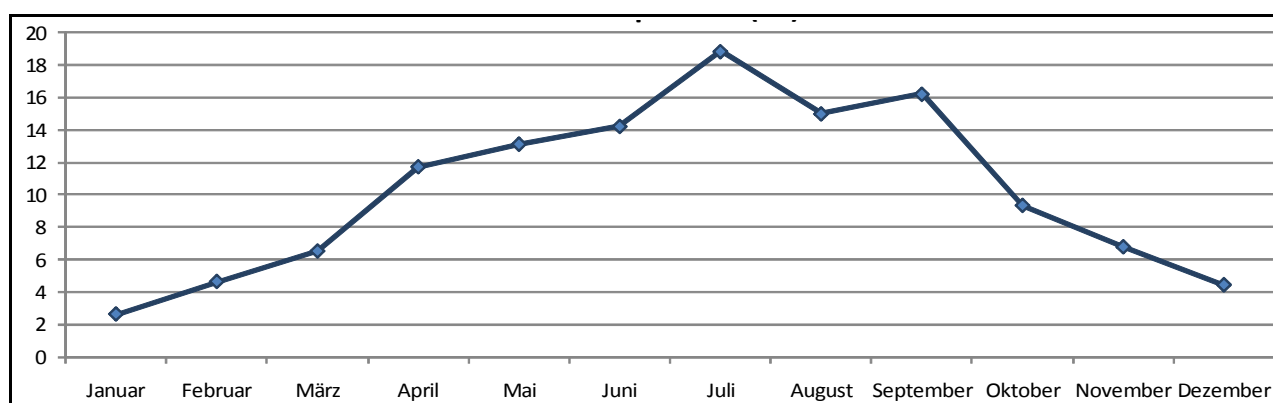


Abb. 14-01: Jahresgang der Wassertemperatur, gemittelt über alle Messpunkte (in °C)

Der sehr hohe Maximalwert der Wassertemperatur im Jahr 2006 korrespondiert mit einer ausgedehnten Niedrigwasserperiode, welche sich in den Folgejahren nicht im gleichen Ausmaß wiederholte.

Im Mittel aller Messwerte verzeichnete der Januar die niedrigste und der Juli die höchste Wassertemperatur. Ein zweites Temperaturmaximum wurde im September bestimmt (Abb. 14-01).

14.1.2 pH-Wert

Der Mittelwert des pH-Wertes aller sechs Messstellen lag mit 7,78 im schwach basischen Bereich. Dies spiegelt den alkalischen Einfluss des Ohm-Einzugsgebietes wider. Der geringste gemessene pH-Wert betrug 6,79, der Maximalwert 9,47.

Im Verlauf der drei Messjahre schwankte der Mittelwert des pH-Wertes zwischen 7,66 (2006), 7,47 (2007) und 7,95 (2008). Die mittleren Minimalwerte stiegen während des Dreijahreszeitraums leicht an (Tab. 14-02), die mittleren Maximalwerte zeigten hingegen keinen Trend (Tab. 14-03). Sowohl die Minimal- als auch die Maximalwerte waren jedoch 2006 am niedrigsten.

Im Vergleich zur Wassertemperatur lässt sich für den pH-Wert kein deutlicher Jahresgang erkennen. Die Werte schwankten ganzjährig zwischen 7,44 und 8,34. Der Mittelwert des Monats April wich allerdings in allen drei Jahren und an allen Messstellen (mit Ausnahme der Messstelle Gisselberger Straße im Jahr 2007) deutlich von den umliegenden Monatswerten ab (Abb. 14-02).

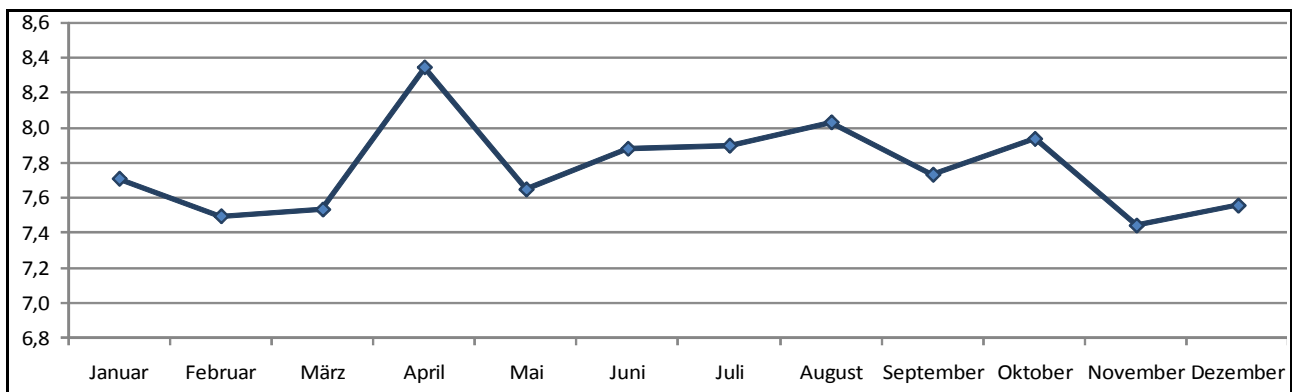


Abb. 14-02: Jahresgang des pH-Wertes, gemittelt über alle Messpunkte

14.1.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit bewegte sich in den Jahren von 2006 bis 2008 zwischen 124 und 518 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und betrug im Mittel 273 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In dem abflussarmen Jahr 2006 lag die Leitfähigkeit mit 331 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich über dem Gesamtmittelwert, was den stärkeren Einfluss der Einzugsgebietscharakteristik bei Niedrigwasser verdeutlicht. Die mittleren Leitfähigkeitswerte der abflussreicheren Jahre 2007 und 2008 lagen hingegen mit 229 und 254 $\mu\text{S}/\text{cm}$ unterhalb des Gesamtmittelwertes. Die Differenz der Mittelwerte zwischen 2006 und den darauf folgenden Jahren von knapp unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ kann auch bei der Betrachtung der mittleren Minimal- und Maximalwerte beobachtet werden (Tab. 14-02 und 14-03).

Die elektrische Leitfähigkeit ist in ihrem Jahresgang von dem Abfluss abhängig, der Zusammenhang ist jedoch nicht sehr ausgeprägt ($R^2 = 0,39$ für eine lineare Korrelation). Graphisch hingegen lässt sich der Zusammenhang zwischen beiden Parametern sehr gut belegen (Abb. 14-03). Beobachtbar ist hier vor allem ein Verdünnungseffekt, der in nieder-

schlagsreicheren Perioden die Bedeutung der geogenen Komponente der Leitfähigkeit abschwächt.

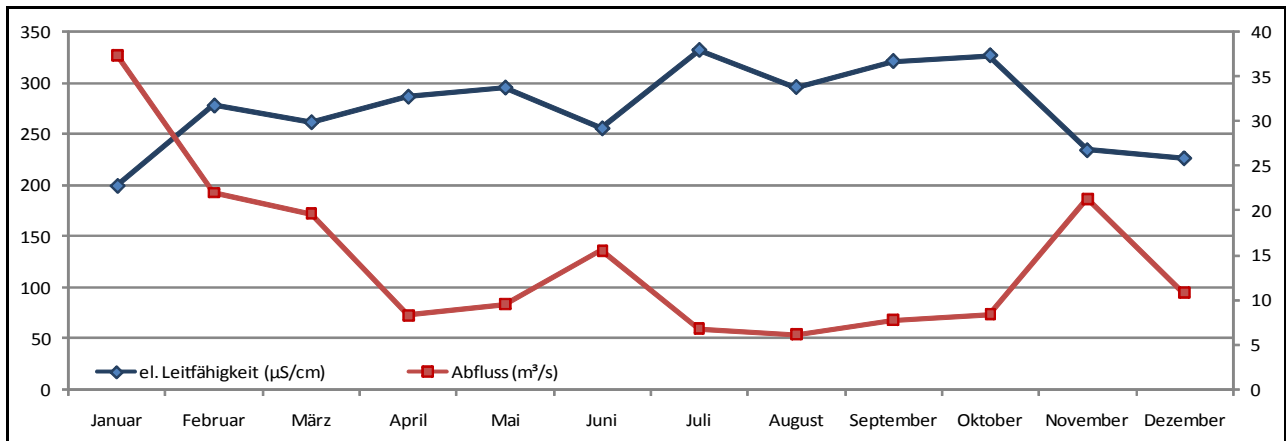


Abb. 14-03: Jahresgang der elektrischen Leitfähigkeit (Primärachse in $\mu\text{S}/\text{cm}$) gemittelt über alle Messpunkte (eigene Daten) und des Abflusses (Sekundärachse in m^3/s) am Pegel Marburg (Rohdaten: WWW.HLUG.DE)

In den abflussarmen Sommermonaten erreichte die elektrische Leitfähigkeit ihr Maximum, während sie in den Monaten Dezember und Januar deutlich absank.

14.1.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung

Der Mittelwert der Sauerstoffkonzentration aller Messpunkte betrug von 2006 bis 2008 9,41 mg/l, was einer Sauerstoffsättigung von 83,6% entsprach. Die Spannweite des Sauerstoffgehaltes war außerordentlich hoch und bewegte sich innerhalb des Messzeitraums zwischen 3,27 mg/l (34,8% Sättigung) und 15,77 mg/l (127,9% Sättigung) (Tab. 14-01).

Mit 8,28 mg/l (74,8%) lag der Mittelwert des Jahres 2006 unter denen der Jahre 2007 (9,91 mg/l – 87,3%) und 2008 (10,17 – 89,6%). Die Spannweite der gemessenen Werte der Sauerstoffkonzentration war nur gering (Tab. 14-02 und 14-03). Lediglich die Sauerstoffsättigung im Jahr 2008 lag deutlich über den Werten der Vorjahre.

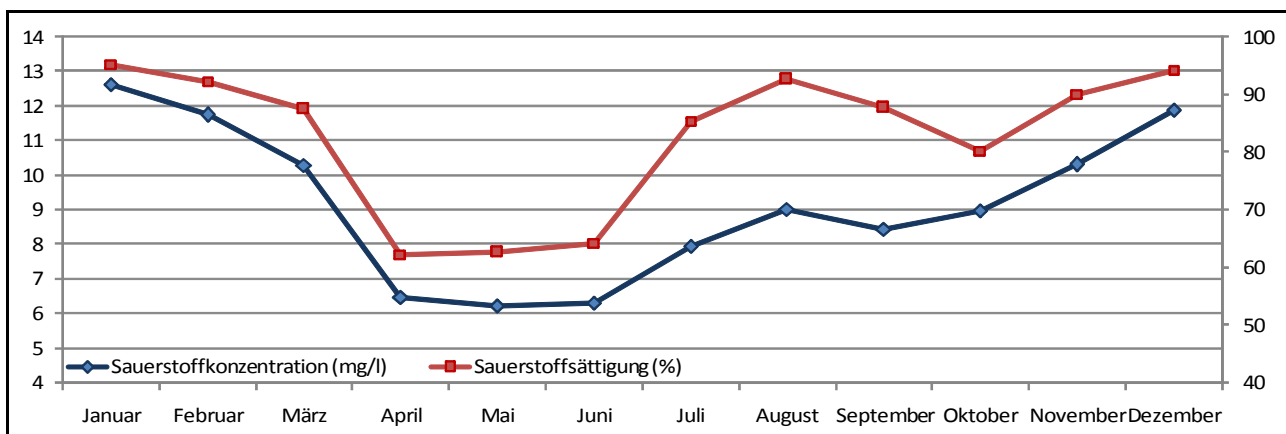


Abb. 14-04: Jahresgang der Sauerstoffkonzentration (Primärachse in mg/l) und der Sauerstoffsättigung (Sekundärachse in %), gemittelt über alle Messpunkte

Der Jahresgang des Sauerstoffgehaltes weist ein charakteristisches Minimum im Frühjahr auf (Abb. 14-04), welches mit der zu dieser Zeit auftretenden Algenblüte korreliert. Im Winter hingegen sind die Werte der Sauerstoffkonzentration mehr als doppelt so groß. Beachtenswert ist darüber hinaus, dass sich das Verhältnis von Sauerstoffkonzentration und -sättigung im Winter verändert. Von April bis September ist die Sauerstoffsättigung deutlich größer als die Sauerstoffkonzentration. Dies liegt in der Anreicherung des Sauerstoffs durch photosynthetisch aktive Algen und aquatische Makrophyten begründet, welche während der Vegetationsperiode den ganzjährigen Effekt der physikalischen Sauerstofflösung überlagert.

14.1.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat

Die chemischen Wassergüteparameter Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat wurden nicht mittels quantitativer Laboranalysen sondern durch halbquantitative Feldmethoden bestimmt. Dieser methodische Ansatz liefert keine exakten Stoffkonzentrationen in mg/l sondern immer einen mehr oder weniger großen Konzentrationsbereich.

Die gemessenen Konzentrationsbereiche werden im folgenden für alle Parameter angegeben. Darüber hinaus wurden aus den Spannweiten der Einzelmessungen Mittelwerte errechnet, welche nicht als tatsächliche Stoffkonzentrationen verstanden werden dürfen, jedoch einen statistischen Vergleich der Messungen untereinander ermöglichen.

Sulfat: Die Sulfatkonzentration wurde an insgesamt sechs Terminen gemessen. Die geringste Konzentration lag dabei im untersten Konzentrationsbereich zwischen 0 und 200 mg/l, während die Höchstkonzentrationen zwischen 400 und 800 mg/l gemessen wurde. Die errechneten Mittelwerte nahmen von 2006 bis 2008 kontinuierlich ab (von 400 mg/l über 318 mg/l bis auf 300 mg/l).

Nitrat: Die gemessenen Nitratkonzentrationen bewegten sich zwischen 0 mg/l (nicht nachgewiesen) und 25-50 mg/l. Der errechnete Mittelwert betrug 16,4 mg/l (10-25 mg/l). 2006 lag er mit 17,2 mg/l leicht über und 2007 mit 15,6 mg/l leicht unter dem Gesamtmittelwert, welcher 2008 nahezu erreicht wurde (16,3 mg/l). Alle gemessenen Werte lagen somit unterhalb des Grenzwertes von 50 mg/l, den die EU-Trinkwasserrichtlinie (EUROPÄISCHE UNION (HRSG.) 1998) und die deutsche Trinkwasserverordnung (DVGW (HRSG.) 2001) vorschreiben.

Für Nitrat konnte kein deutlicher Jahresgang nachgewiesen werden (Abb. 14-05). Von Januar bis Juni schwankten die Werte erheblich um dann in der zweiten Jahreshälfte auf nahezu konstant hohem Niveau zu liegen.

Nitrit: Nitrit konnte lediglich am ersten Messtermin (25.01.2006) nachgewiesen werden. Die Konzentration lag zu diesem Zeitpunkt bei 0-0,1 g/l. Während aller anderen Messfahrten lag die Nitritkonzentration unterhalb der Nachweisgrenze. Hier offenbarte sich die ungenügende Messgenauigkeit der zur Verfügung stehenden Schnelltests. Neuere Feldmethoden ermöglichen Messungen von bis zu 0,5 mg/l.

Ammonium: Auch Ammonium konnte größtenteils nicht nachgewiesen werden, was daran liegt, dass Ammonium in Fließgewässern rasch zu Nitrit und Nitrat abgebaut wird und darüber hinaus bei hohen pH-Werten vermehrt in Ammoniak umgewandelt werden kann (BAUR 1998³). Die Höchstkonzentrationen lagen zwischen 0 und 10 mg/l. Die Auflösung der verwendeten Schnelltests muss für den Nachweis von Ammonium als ungenügend bezeichnet werden, da im Rahmen des letzten Messtermins ein neuerer, besser aufgelöster Schnelltest verwendet werden konnte, welcher an allen Messpunkten eine Konzentration von 0-0,2 mg/l ergab (Abb. 14-05). Es ist zu vermuten, dass ähnlich geringe Konzentrationen auch an weiteren Terminen während des dreijährigen Messzeitraums vorhanden waren, die jedoch nicht nachgewiesen werden konnten.

Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wurden 2006 gemessen, die niedrigsten hingegen 2008.

Alle messbaren Konzentrationen wurden in den Wintermonaten zwischen Dezember und Februar ermittelt.

Phosphat: Die Konzentration des Orthophosphats bewegte sich während des dreijährigen Messzeitraums zwischen 0-3 und 3-10 mg/l. Der errechnete Mittelwert lag bei 4,7 mg/l und nahm von Jahr zu Jahr leicht zu. Während 2006 im Mittel 3,7 mg/l gemessen wurden, waren es ein Jahr später 4,9 mg/l und 2008 5,6 mg/l. Die Phosphatgehalte lagen somit durchweg im Bereich des Grenzwertes der EU-Trinkwasserverordnung von 6,95 mg/l und deutlich oberhalb des Richtwerts von 0,56 mg/l (INSTITUT DR. FLAD (HRSG.) 2004). Die Ergebnisse bestätigen die große Bedeutung des Phosphats für die Wassergüte der Lahn (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2005a), welches im Mittellauf der Lahn größtenteils aus Kläranlagen stammt (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2007: 18).

Der Jahresgang der Phosphatkonzentration zeigt kein charakteristisches Muster. Tendenziell liegen die Werte im Frühjahr und Sommer über denen des Herbstes und Winters, die Kurve weist jedoch starke Schwankungen auf (Abb. 14-05).

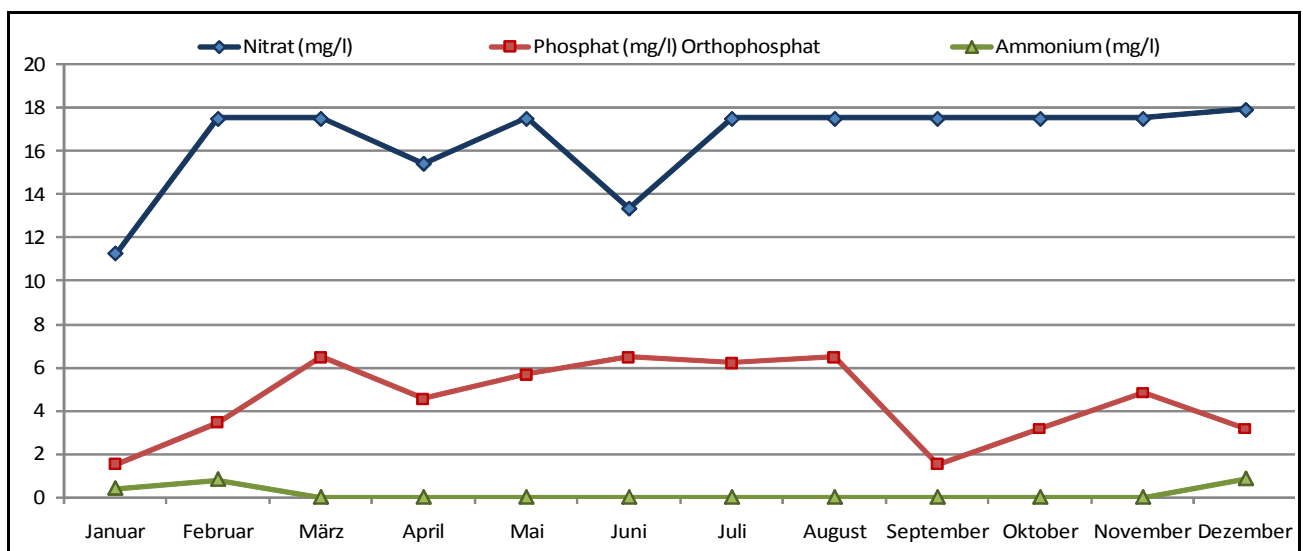


Abb. 14-05: Jahresgang der errechneten Konzentrationen von Nitrat, Ammonium und Orthophosphat, gemittelt über alle Messpunkte (in mg/l)

14.2 Ergebnisse „Auf der Weide“

Im Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ wurden die chemisch-physikalischen Messungen an zwei Punkten durchgeführt (siehe Kapitel 10 – Untersuchungsaufbau). Der Messpunkt W1 befand sich im Hauptlauf der Lahn, am oberen Rand des Untersuchungsabschnittes Weide 1. Der Messpunkt W2 lag oberhalb des Punktes W1 in einem Seitenarm der Lahn.

Im Folgenden werden die Werte der einzelnen Parameter für die beiden Messpunkte vorgestellt (Tab. 14-04) und mit den Mittelwerten aller Messpunkte verglichen. Auf eine Darstellung des Jahresganges wird an dieser Stelle verzichtet, da pro Messpunkt lediglich drei Messwerte pro Monat zur Verfügung stehen. Es werden jedoch zeitliche Veränderungen auf Basis von Vierteljahresintervallen angegeben.

Tab. 14-04: Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter im Gebiet „Auf der Weide“

Messpunkte „Auf der Weide“	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
W1 - Hauptlauf	9,73	7,75	271	10,26	91,1	314	16,7	0,002	0,00	4,53
W2 - Seitenarm	10,18	7,78	279	9,26	82,6	314	16,3	0,002	0,15	4,53

14.2.1 Wassertemperatur

Die mittlere Wassertemperatur im Gebiet „Auf der Weide“ betrug im Hauptlauf der Lahn 9,73°C und damit um 0,23 unter dem Mittelwert aller Messpunkte. In dem benachbarten Seitenarm lag die Wassertemperatur hingegen mit 10,18°C deutlich über dem Hauptlaufmesswert.

Die Minimalwerte beider Messpunkte lagen mit 0,1°C (W1) und 0,4°C (W2) oberhalb des absoluten Minimums aller Messpunkte, während die Maximalwerte mit 23,5°C (W1) und 24,4°C (W2) unterhalb des absoluten Maximums lagen.

Abb. 14-06 zeigt den Jahresverlauf der Wassertemperatur für die beiden Messpunkte „Auf der Weide“ an. Die Maxima im Sommer erreichten im Mittel Werte um 16°C, während in den Wintermonaten im Mittel knapp 4°C erreicht wurden. Die Herbst- und Frühjahrsmonate sind mit Werten um 10°C annähernd gleich temperiert. Ganzjährig war der beprobte Seitenarm geringfügig wärmer als der Hauptlaufabschnitt, wobei der Unterschied im Frühjahr und Sommer mit 0,65 und 0,66°C größer war als im Herbst (0,35°C) und Winter (0,16°C).

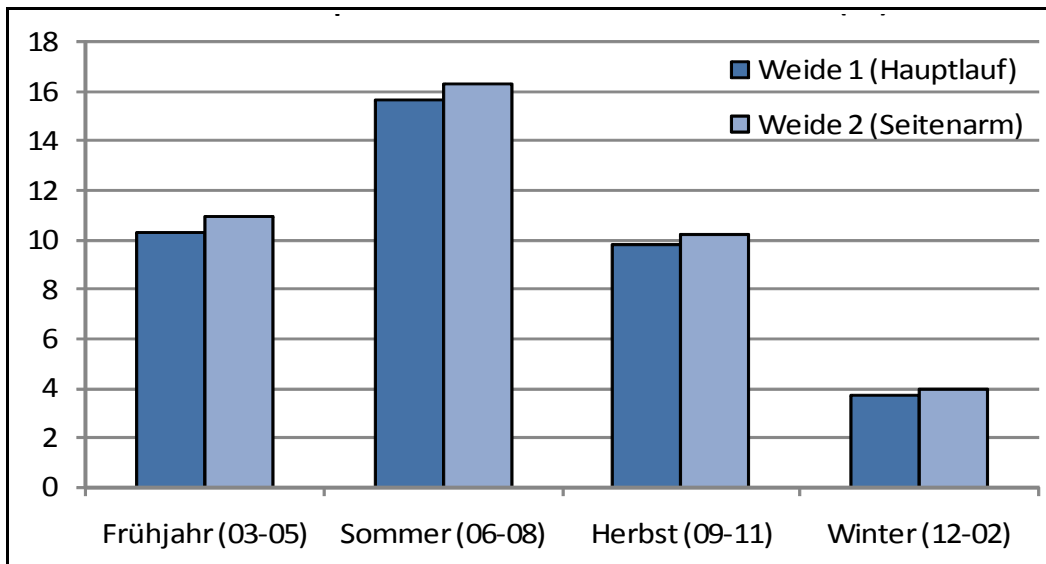


Abb. 14-06: Wassertemperatur im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in °C)

14.2.2 pH-Wert

Die Mittelwerte des pH-Wertes waren mit 7,75 (W1) und 7,78 (W2) annähernd gleich groß und lagen geringfügig unterhalb des Mittelwertes aller Messpunkte.

Das Minimum des pH-Wertes im Hauptlauf der Lahn lag mit 6,79 deutlich unterhalb des Minimums des Seitenarmabschnittes (7,08). Dies war auch der kleinste gemessene Wert aller Messpunkte.

Auch hinsichtlich der Maximalwerte gab es Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und dem Seitenarm. Mit 9,25 lag das Maximum des Hauptlaufs über dem Wert des Seitenarms (8,98). Die Spannbreite der pH-Wert-Schwankungen ist demnach im Hauptlauf der Lahn größer als in dem beprobten Seitenarm.

Im Jahresverlauf zeigt sich deutlich, dass die Maxima des pH-Wertes mit Werten um 7,90 im Sommer gemessen wurden, während der pH-Wert im Herbst und vor allem Winter stark abnahm und im Hauptlauf der Lahn unter 7,60 fiel (Abb. 14-07). Der beprobte Seitenarm wies vor allem im Winter einen deutlich höheren pH-Wert auf. Dieser Unterschied schwächte sich im Frühjahr etwas ab. Im Sommer lag der pH-Wert im Seitenarm nur noch knapp über dem Wert im Hauptlauf. Im Herbst wies der Seitenarm schließlich einen geringfügig niedrigeren pH-Wert als der Hauptlauf auf.

Die Schwankungen im Jahresverlauf sind an die Verfügbarkeit von Kohlenstoff gebunden, der im Herbst in Form von Falllaub verstärkt in das Gewässer eingetragen und über den Winter abgebaut wird. Der gelöste Kohlenstoff begünstigt die Bildung von Kohlensäure (INSTITUT DR. FLAD (HRSG.) 2004). Die Kohlensäure ihrerseits dissoziiert zu H^+ , HCO_3^- und CO_3^{2-} , was zu einer Absenkung des pH-Wertes führt (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2010⁹).

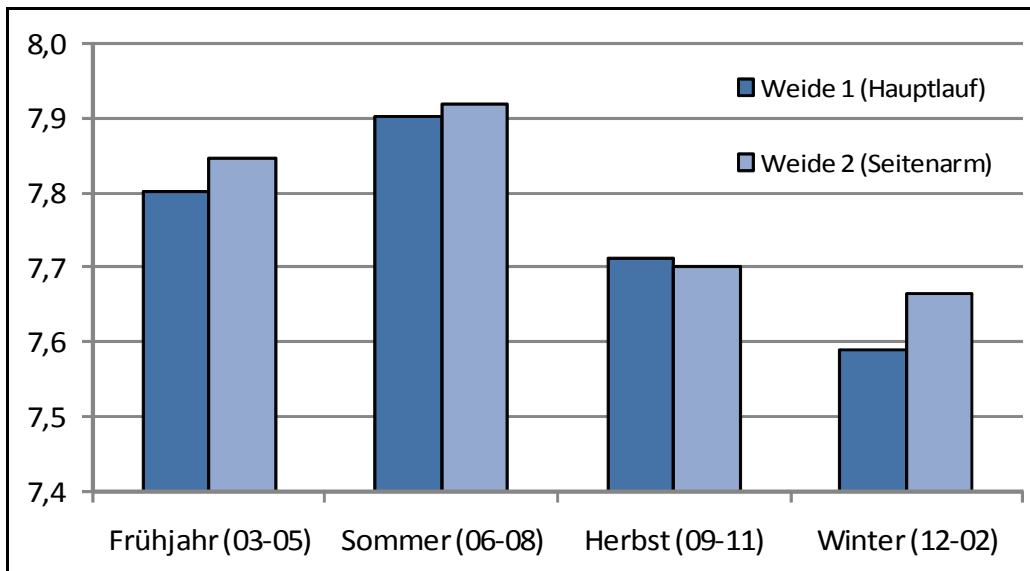


Abb. 14-07: pH-Wert im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten

14.2.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit betrug im Hauptlauf der Lahn im Mittel 271 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In dem beprobten Seitenarm lag sie mit 279 $\mu\text{S}/\text{cm}$ geringfügig darüber. Auch bezüglich der Minimal- und Maximalwerte wies der Seitenarm höhere Werte auf als der Hauptlauf (138 zu 128 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 518 zu 463 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Der besonders hohe Leitfähigkeitsmaximalwert im Seitenarm ist zudem der höchste überhaupt gemessene Wert aller Messpunkte.

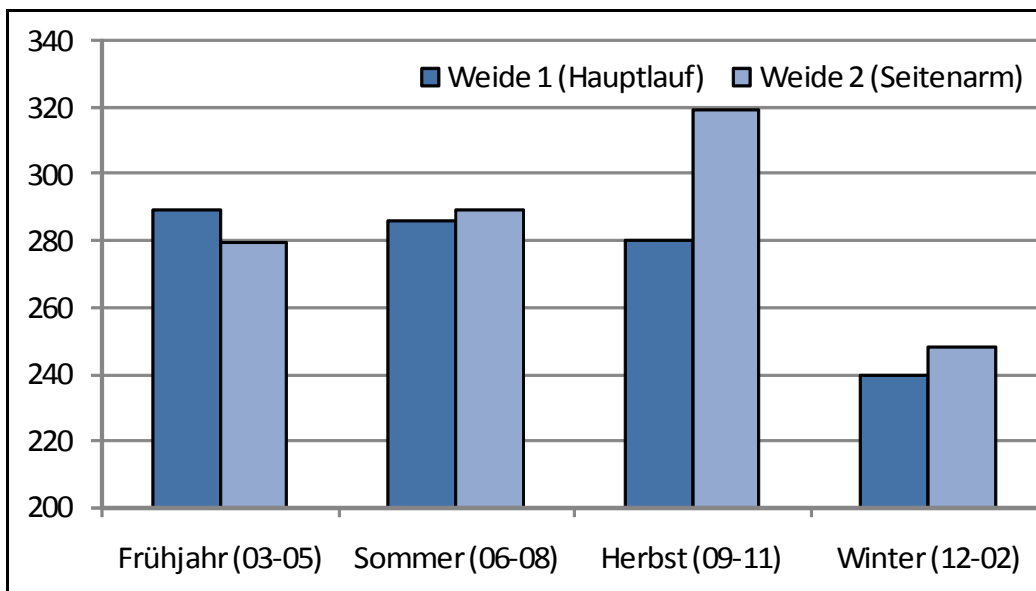


Abb. 14-08: elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Im Jahresverlauf zeigt sich, dass es starke saisonale Unterschiede zwischen dem Hauptlauf der Lahn und dem untersuchten Seitenarm gibt. In den Frühjahrsmonaten wies der Hauptlauf der Lahn eine höhere Ionenkonzentration auf als der Seitenarm. Während aller

übrigen Jahreszeiten kehrte sich dieses Verhältnis um und vor allem im Herbst war die Leitfähigkeit in dem Seitenarm deutlich größer als im Hauptlauf.

14.2.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung

Der Mittelwert der Sauerstoffkonzentration im Hauptlauf der Lahn betrug 10,26 mg/l und damit genau 1 mg/l mehr als in dem Seitenarm und lag deutlich über dem Mittelwert aller Messpunkte. Auch die Sauerstoffsättigung im Hauptlaufabschnitt war mit 91,1% höher als im Mittel aller Messpunkte. Im Seitenarmabschnitt hingegen lag die Sättigung mit 82,6% knapp unterhalb des Gesamtmittels von 83,6%.

Die Minimumwerte des Sauerstoffgehaltes lagen mit 5,45 mg/l (W1, 58,0% Sättigung) und 5,07 mg/l (W2, 56,0% Sättigung) dicht beieinander und deutlich oberhalb des absoluten Minimums aller Messpunkte.

Der untersuchte Hauptlaufabschnitt im Gebiet „Auf der Weide“ wies mit 15,77 mg/l (127,9% Sättigung) die höchste an allen Messpunkten beobachtete Sauerstoffkonzentration und -sättigung auf. Mit 13,91 mg/l (115,8%) lag der Sauerstoffgehalt des Seitenarmabschnittes deutlich darunter.

Im Jahresverlauf (Abb. 14-09) zeigt sich, dass die Werte der Sauerstoffkonzentration und der Sättigung im Hauptlauf der Lahn ganzjährig über den Werten des Seitenarms lagen. Beide Werte stiegen vom Frühjahr zum Winter hin kontinuierlich an und im Winter war der Unterschied zwischen Hauptlauf und Seitenarm am ausgeprägtesten.

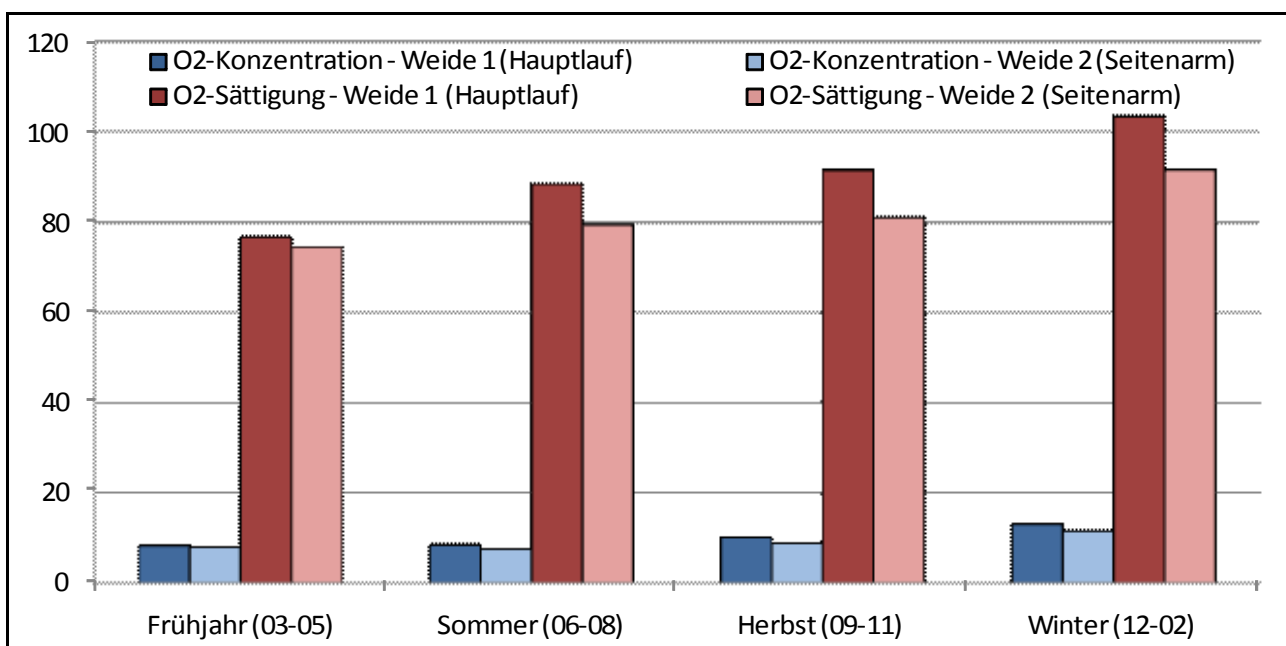


Abb. 14-09: Sauerstoffkonzentration (in mg/l) und -sättigung (in %) im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten

14.2.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat

Sulfat: Die errechneten Mittelwerte des Sulfatgehalts der beiden Messpunkte im Gebiet „Auf der Weide“ lagen mit 314 mg/l unter dem Mittelwert aller Messpunkte von 337 mg/l.

Eine Betrachtung der Maxima, Minima sowie des Jahresgangs ist aufgrund der geringen Datendichte für den Parameter Sulfat nicht sinnvoll.

Nitrat: Im Hauptlauf der Lahn betrug der errechnete Mittelwert der Nitratkonzentration 16,7 mg/l. In dem beprobten Seitenarm lag der Nitratgehalt mit 16,3 mg/l geringfügig unter dem Wert des Hauptlaufs und dem Mittelwert aller Messpunkte von 16,4 mg/l.

Der Jahresgang der Nitratkonzentration weist im Gebiet „Auf der Weide“ ein erstes Maximum im Frühjahr und ein zweites Maximum im Herbst auf. In den Wintermonaten konnte ein deutlicher Unterschied zwischen dem Hauptlauf und dem Seitenarm verzeichnet werden (Abb. 14-10).

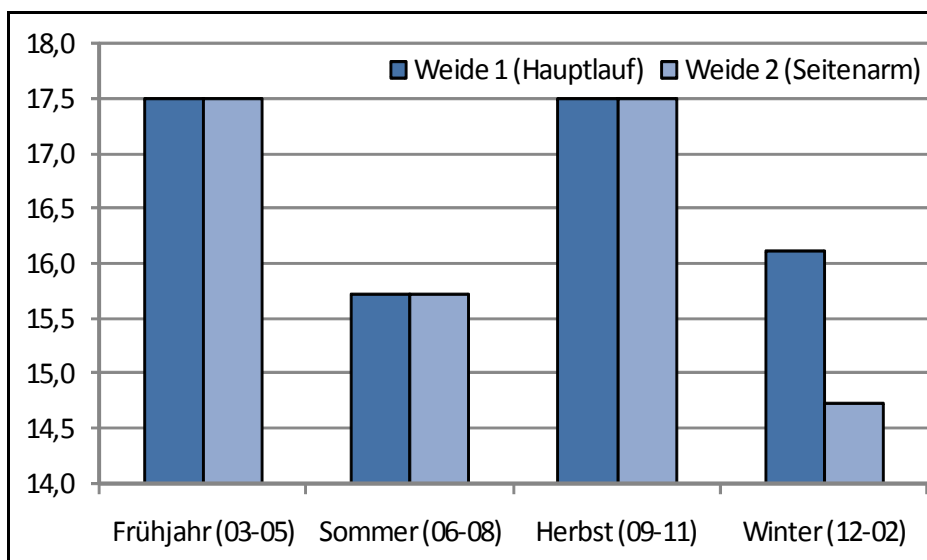


Abb. 14-10: Nitratkonzentration im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

Nitrit: Die errechneten Mittelwerte der Nitritkonzentration decken sich mit dem Gesamtmittelwert aller Messpunkte. Im Gebiet „Auf der Weide“ wurde lediglich im Winter Nitrit nachgewiesen.

Ammonium: Der berechnete Ammoniummittelwert lag im Hauptlauf der Lahn bei 0,003 mg/l. Im Seitenarm der Lahn betrug die berechnete Konzentration 0,15 mg/l, was leicht unter dem Gesamtmittelwert aller Messpunkte von 0,18 mg/l lag.

Wie in Abb. 14-11 zu erkennen ist, wurde Ammonium lediglich während der Wintermonate nachgewiesen. Dabei ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen dem Hauptlauf der Lahn (0,013 mg/l) und dem Seitenarm (0,638 mg/l). Im Hauptlauf der Lahn wurde nur an einem Messtermin Ammonium ermittelt (0-0,2 mg/l)

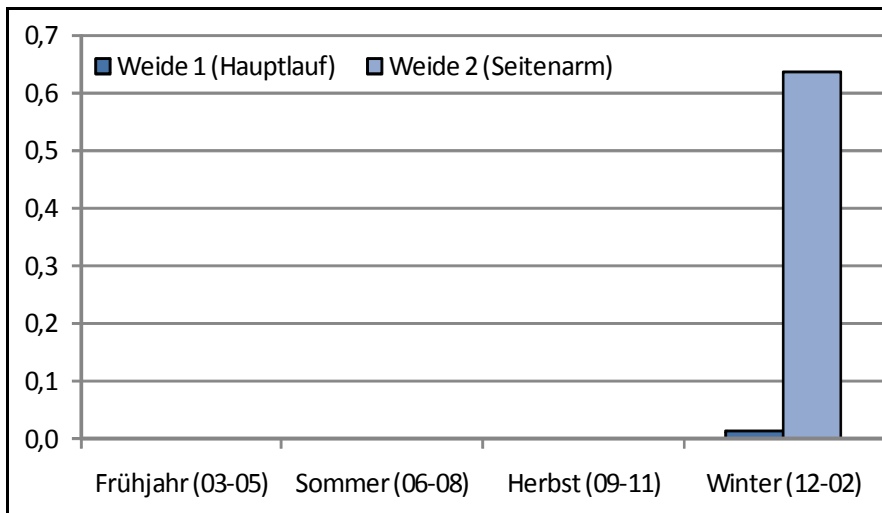


Abb. 14-11: Ammoniumkonzentration im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

Phosphat: Die berechnete mittlere Orthophosphatkonzentration in beiden Messpunkten des Gebietes „Auf der Weide“ betrug 4,53 mg/l und lag damit leicht unter dem Gesamtmittelwert aller Messpunkte von 4,73 mg/l.

Im Jahresverlauf wurden keine Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und dem beprobten Seitenarm festgestellt werden (Abb. 14-12). Beide Messpunkte wiesen ein deutliches Maximum während der Sommermonate und ein Minimum im Winter auf.

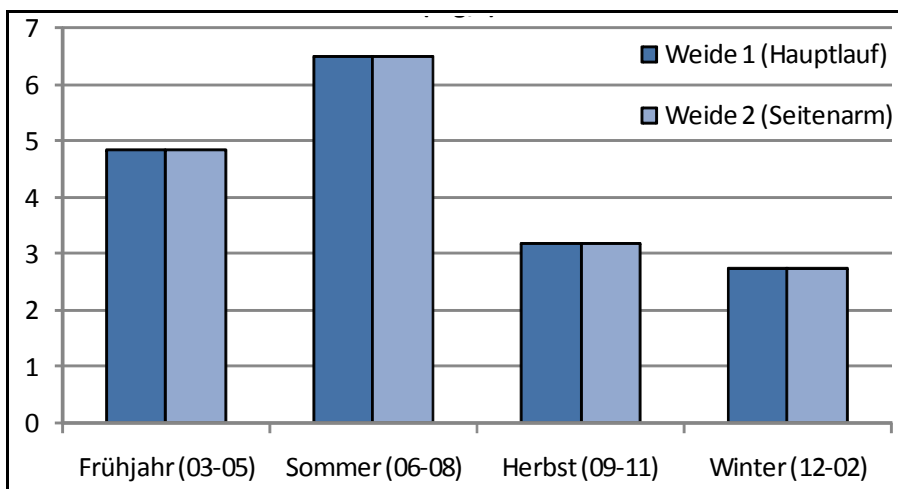


Abb. 14-12: Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Auf der Weide“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

Die Phosphatbelastung der Lahn rührt hauptsächlich von den kommunalen Kläranlagen her (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) 2007: 18). Das Maximum der Phosphatkonzentration im Jahresverlauf ist somit sehr wahrscheinlich nicht Ausdruck eines übermäßig starken Eintrags während der Sommermonate sondern des geringen Verdünnungseffektes während der ausgeprägten Niedrigwasserperioden des Sommerhalbjahres.

14.3 Ergebnisse „Gisselberger Straße“

Im Untersuchungsgebiet „Gisselberger Straße“ wurde lediglich ein Messpunkt beprobt (siehe Kapitel 10 – Untersuchungsaufbau). Der Messpunkt G lag innerhalb des Untersuchungsabschnittes Gisselberg 2.

Tab. 14-05 gibt die Mittelwerte der untersuchten Parameter an, welche nachfolgend eingehender vorgestellt werden.

Tab. 14-05: Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter im Gebiet „Gisselberger Straße“

Messpunkt „Gisselberger Straße“	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
Gissel	9,61	7,77	263	9,97	88,3	357	16,7	0,002	0,00	4,53

14.3.1 Wassertemperatur

Mit 9,61°C mittlerer Wassertemperatur wies der Messpunkt „Gisselberger Straße“ die niedrigste Wassertemperatur aller Messpunkte auf.

Die Maximaltemperatur lag mit 23,2°C ebenfalls unterhalb der Werte im Gebiet „Auf der Weide“ und des Hauptlaufs der Lahn im Bereich „Cappeler Fischerwiese“.

Das gemessene Minimum betrug 0,1°C.

Der Jahresgang der Wassertemperatur im Gebiet „Gisselberger Straße“ (Abb. 14-13) ähnelt dem Temperaturverlauf des Hauptlaufs im Gebiet „Auf der Weide“ sehr stark. Einem deutlich ausgeprägten Sommermaximum steht ein Minimum im Winter gegenüber. Die Frühjahrswerte lagen jedoch im Mittel leicht unter denen im Gebiet „Auf der Weide“ (9,82°C zu 10,32°C). Der Messpunkt „Gisselberger Straße“ war zudem der einzige mit einem Frühjahrsmittelwert von unter 10°C.

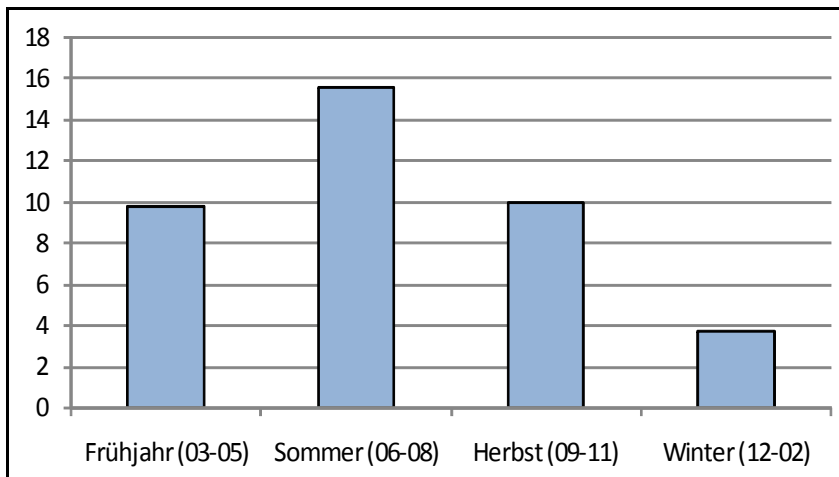


Abb. 14-13: Wassertemperatur im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in °C)

14.3.2 pH-Wert

Der pH-Wert betrug an dem Messpunkt „Gisselberger Straße“ im Mittel 7,77 und war damit fast identisch mit dem Mittelwert aller Messpunkte (7,78). Der Schwankungsbereich des pH-Wertes war mit Werten zwischen 7,06 und 8,65 deutlich kleiner als in den beiden übrigen Untersuchungsgebieten „Auf der Weide“ und „Cappeler Fischerwiese“.

Der Jahresgangs des pH-Wertes am Messpunkt „Gisselberger Straße“ weist deutliche Unterschiede zum Jahresgang im Gebiet „Auf der Weide“ auf. Während der Frühjahrsmittelwert der Gisselberger Straße den Wert „Auf der Weide“ unterschritt, lagen die pH-Werte im Sommer und Herbst über denen des weiter oberhalb gelegenen Gewässerabschnitts. Im Winter hingegen lagen beide Werte dicht beieinander.

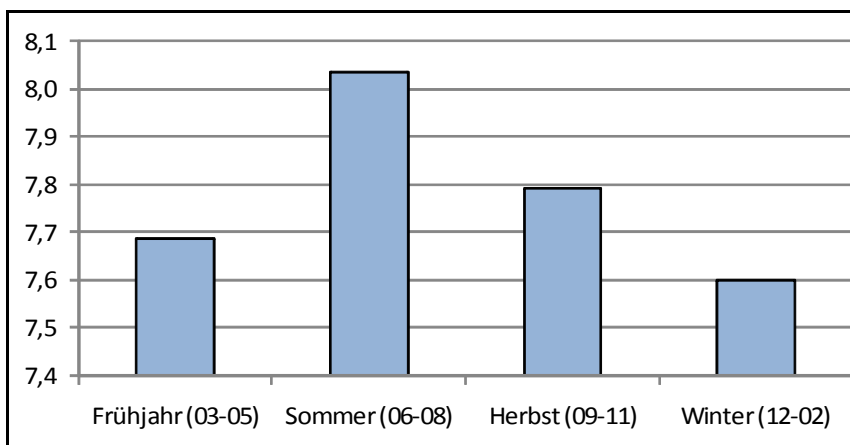


Abb. 14-14: pH-Wert im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten

14.3.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit betrug im Mittel 263 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und lag damit unterhalb der Werte im Gebiet „Auf der Weide“ und dem Mittelwert aller Messpunkte. Der Minimalwert der elek-

trischen Leitfähigkeit betrug im Gebiet „Gisselberger Straße“ 124 $\mu\text{S}/\text{cm}$, was den niedrigsten in den drei Untersuchungsgebieten gemessenen Wert darstellt (gemeinsam mit dem Abschnitt C1 der „Cappeler Fischerwiese“).

Das Maximum der elektrischen Leitfähigkeit war in dem Gebiet „Gisselberger Straße“ genauso hoch wie im Hauptlauf der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“ und geringfügig höher als im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“.

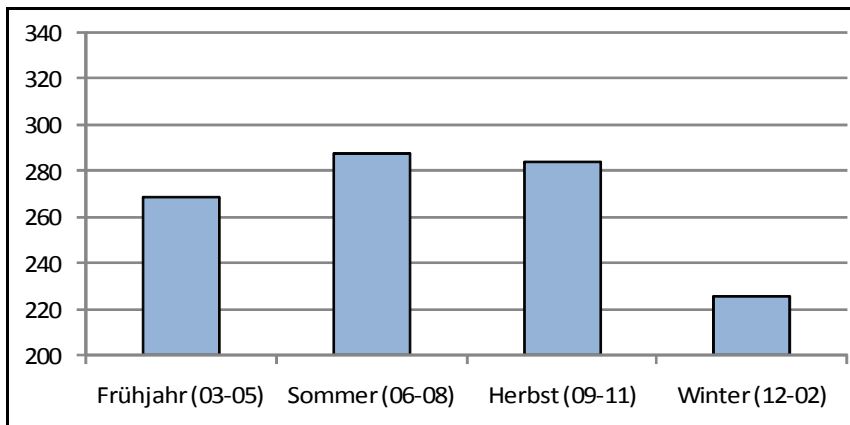


Abb. 14-15: elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Im Jahresverlauf wies die elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Gisselberger Straße“ (Abb. 14-15) einen anderen Gang auf als im benachbarten Gebiet „Auf der Weide“. Statt im Frühjahr wurde der Maximalwert am Messpunkt „Gisselberger Straße“ im Sommer erreicht und der Frühjahrsmittelwert lag um 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ unter dem Wert des Hauptlaufs der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“.

Auch der Wert des Winterminimums lag deutlich unterhalb der Werte des flussaufwärts befindlichen Abschnitts.

14.3.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung

Die Sauerstoffkonzentration im Gebiet „Gisselberger Straße“ betrug im Mittel 9,97 mg/l und die Sauerstoffsättigung 88,3%. Diese Werte lagen unterhalb des Sauerstoffgehaltes im Hauptlauf der Lahn im Bereich „Auf der Weide“, oberhalb der Werte im Hauptlauf der Lahn im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ und knapp über den Mittelwerten aller Messpunkte.

Das gemessene Minimum der Sauerstoffkonzentration von 5,11 mg/l (54,3%) lag deutlich unterhalb des Hauptlaufwertes im Bereich „Auf der Weide“, während das Maximum mit 15,51 mg/l (126,5%) nur knapp darunter blieb.

Der Jahresgang des Sauerstoffgehaltes (Abb. 14-16) ähnelt dem im Gebiet „Auf der Weide“, die Sauerstoffsättigung wies jedoch im Sommer deutlich geringere Werte auf (79,6% zu 88,5%).

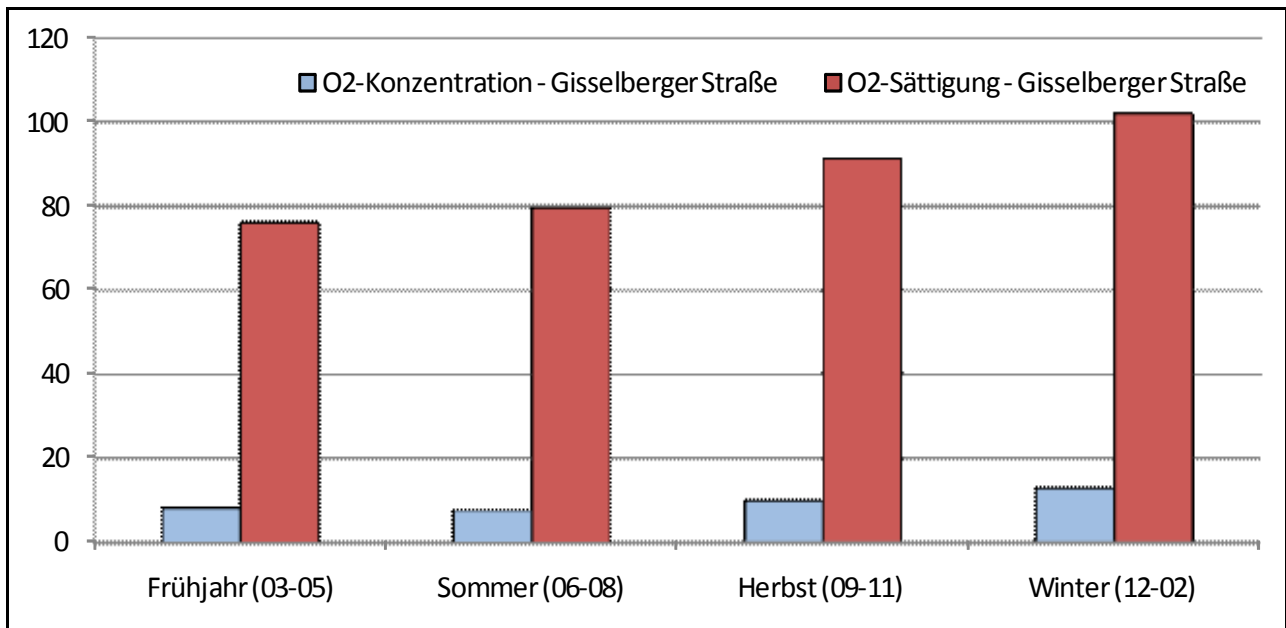


Abb. 14-16: Sauerstoffkonzentration (in mg/l) und --sättigung (in %) im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten

14.3.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat

Sulfat: Der Sulfatgehalt lag im Gebiet „Gisselberger Straße“ im Mittel bei errechneten 357 mg/l und damit um 43 mg/l über den Werten des oberhalb gelegenen Gebietes „Auf der Weide“ und auf dem gleichen Niveau wie in dem flussabwärts liegenden Bereich der „Cappeler Fischerwiese“.

Nitrat: Die Nitratkonzentration war mit errechneten 16,7 mg/l im Gebiet „Gisselberger Straße“ genauso hoch wie im Bereich „Auf der Weide“ und lag um 0,8 mg/l über dem Wert der „Cappeler Fischerwiese“.

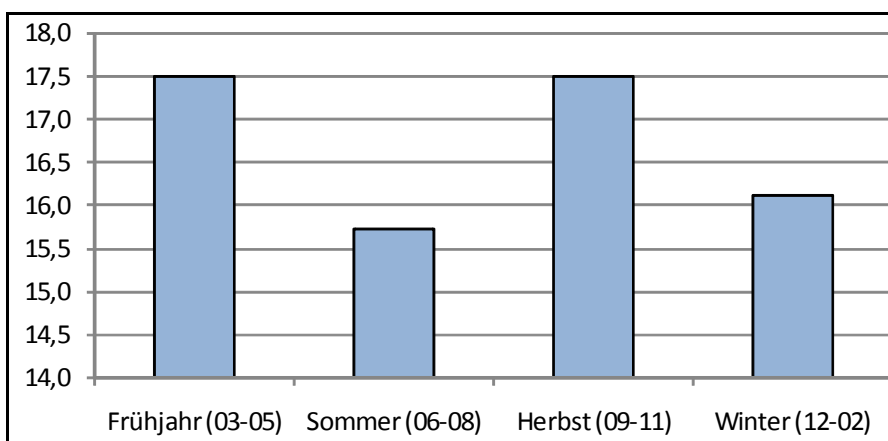


Abb. 14-17: Nitratkonzentration im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

Der Jahresgang der Nitratkonzentration (Abb. 14-17) war mit der im Gebiet „Auf der

Weide“ ermittelten Ganglinie identisch und zeigt zwei deutliche Maxima im Frühjahr und Herbst sowie ein Minimum im Sommer.

Nitrit: Nitrit wurde, wie in allen anderen Untersuchungsgebieten auch, im Bereich „Gisselberger Straße“ nur im Winter während eines Messtermins nachgewiesen (0-0,1 g/l).

Ammonium: Der errechnete Mittelwert der Ammoniumkonzentration war mit 0,003 mg/l genauso hoch wie im Hauptlauf der Lahn im Gebiet „Auf der Weide“ und lag damit deutlich unter dem Mittelwert aller Messpunkte.

Ammonium wurde, genauso wie Nitrit, an nur einem Termin im Winter gemessen (0-0,2 mg/l).

Phosphat: Die errechnete mittlere Orthophosphatkonzentration im Bereich „Gisselberger Straße“ war mit 4,53 mg/l ebenso hoch wie im Gebiet „Auf der Weide“ und damit etwas niedriger als im Bereich „Cappeler Fischerwiese“.

Der Jahresgang der Orthophosphatkonzentration (Abb. 14-18) ähnelt im Gebiet „Gisselberger Straße“ in seinem Verlauf jenem im Bereich „Auf der Weide“. Das Sommermaximum fiel jedoch mit 5,9 mg/l um 0,6 mg/l niedriger aus als „Auf der Weide“ und im Frühjahr wurden mit 5,4 mg/l um 0,6 mg/l höhere Werte gemessen.

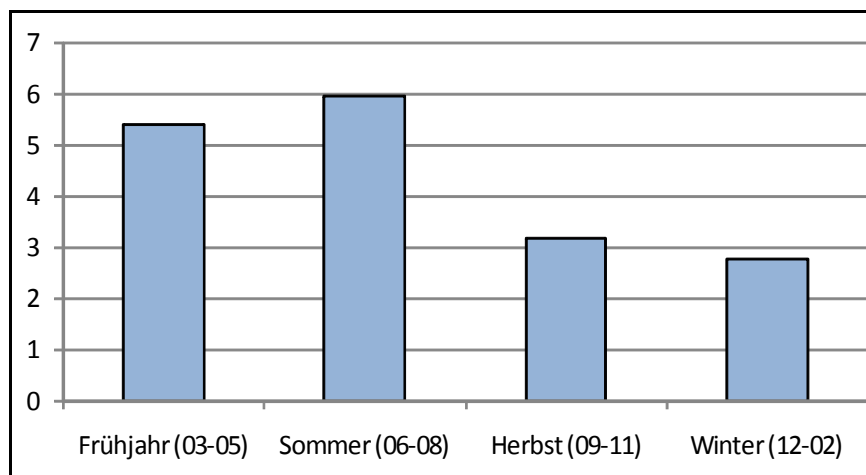


Abb. 14-18: Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Gisselberger Straße“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

14.4 Ergebnisse „Cappeler Fischerwiese“

Das chemisch-physikalische Messprogramm wurde an drei Messpunkten im Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ durchgeführt (siehe Kapitel 10 – Untersuchungsaufbau). Der Messpunkt C2 befand sich im Hauptlauf der Lahn zwischen den Untersuchungsabschnitten Cappel 1 und Cappel 2. Die beiden Messpunkte C1 und C3 lagen in dem renaturierten Seitenarm der Lahn, wobei sich C1 in dem 1997 fertig gestellten Teil der Renaturierungsmaßnahme befand und C3 in dem 2005 renaturierten Teil der Maßnahme lag.

Im Anschluss an die Vorstellung der Ergebnisse der untersuchten Parameter für die drei Messpunkte im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ (Tab. 14-06) wird gesondert auf die Entwicklung dieser Parameter während der drei Jahre von 2006 bis 2008 in dem 2005 neu angelegten Seitenarmabschnitt (Messpunkt C3) eingegangen.

Tab. 14-06: Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“

Messpunkte „Cappeler Fischerwiese“	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
C1 - Seitenarm 97	9,81	7,67	282	8,88	77,6	325	16,6	0,002	0,31	4,83
C2 - Hauptlauf	10,07	7,85	273	9,04	80,6	357	15,9	0,002	0,15	4,98
C3- Seitenarm 05	10,3	7,83	269	9,07	81,4	357	15,9	0,002	0,46	4,98

Bei allen untersuchten Parametern fielen die Unterschiede zwischen C2 und C3 vergleichsweise gering aus. Dies lässt sich durch die Lage des Punktes C3 in unmittelbarer Nähe zum Hauptlauf der Lahn erklären. In der kurzen Fließstrecke vom Abzweig des Seitenarms bis zu der Messstelle können sich keine bedeutenden Änderungen der chemisch-physikalischen Parameter einstellen.

14.4.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur im Hauptlauf der Lahn (C2) lag mit 10,07°C über dem Mittelwert aller Messpunkte. In dem 2005 renaturierten, flacheren Seitenarmabschnitt (C3) wurde ein noch höherer Mittelwert ermittelt (Tab. 14-06). An dem Messpunkt C1 in dem 1997 renaturierten Seitenarmabschnitt lag die Wassertemperatur im Mittel bei 9,81°C und damit leicht unterhalb des Mittelwertes aller Messpunkte. Dies bedeutet einen Temperaturrückgang zwischen den beiden Seitenarmmesspunkten von 0,49°C über eine Fließstrecke von ca. 300 m.

Auch im Jahresverlauf wiesen der Messpunkt C1 vom Frühjahr bis in den Herbst die nied-

rigsten und der Messpunkt C3 im gleichen Zeitraum die höchsten Temperaturen auf (Abb. 14-19). Der Messpunkt im Hauptlauf der Lahn (C2) zeigte einen ähnlichen Jahresgang wie die beiden anderen Messpunkte im Hauptlauf der Lahn (Weide 1 und Gissel), die berechneten Mittelwerte der einzelnen Jahreszeiten lagen im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ jedoch um 0,13 bis 0,76°C über denen der beiden anderen Gebiete, wobei der Unterschied im Frühjahr und Sommer besonders groß ausfiel.

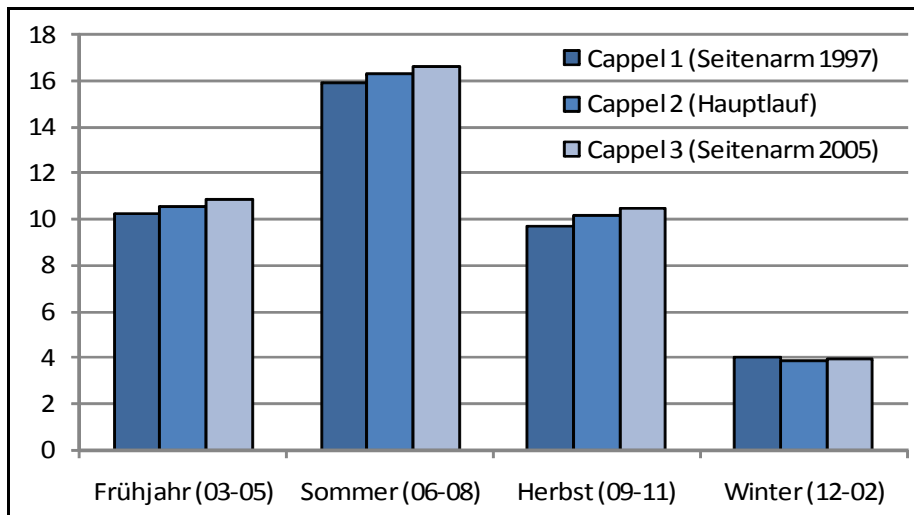


Abb. 14-19: Wassertemperatur im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in °C)

14.4.2 pH-Wert

Der mittlere pH-Wert der drei Messpunkte im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ lag zwischen 7,67 (C1) und 7,85 (C2) (Tab. 14-06) und damit im neutralen bis schwach basischen Bereich. Die Werte der Messpunkte C2 (Hauptlauf der Lahn) und C3 (2005 renaturierter Seitenarmabschnitt in der Nähe des Hauptlaufes) lagen damit leicht über den mittleren pH-Werten der Gebiete „Gisselberger Straße“ und „Auf der Weide“. Der 1997 renaturierte Seitenarmabschnitt (C1) hingegen weist den niedrigsten mittleren pH-Wert aller Messpunkte auf.

Im Jahresgang wird der Unterschied im pH-Wert zwischen dem Seitenarmmesspunkt C1 und dem Hauptlaufmesspunkt C2 noch deutlicher. Vor allem im Winter und Frühjahr wies der 1997 renaturierte Seitenarmabschnitt einen um bis zu 0,33 niedrigeren pH-Wert auf (Abb. 14-20). Im Sommer hingegen lagen die Werte der drei Messpunkte vergleichsweise nah beieinander.

Zwischen dem Hauptlaufmesspunkt C2 und dem 2005 renaturierten Seitenarmabschnitt C3 wurden deutlich geringere Unterschiede ermittelt, welche jedoch ebenfalls im Winter und Frühjahr am stärksten ausgeprägt waren.

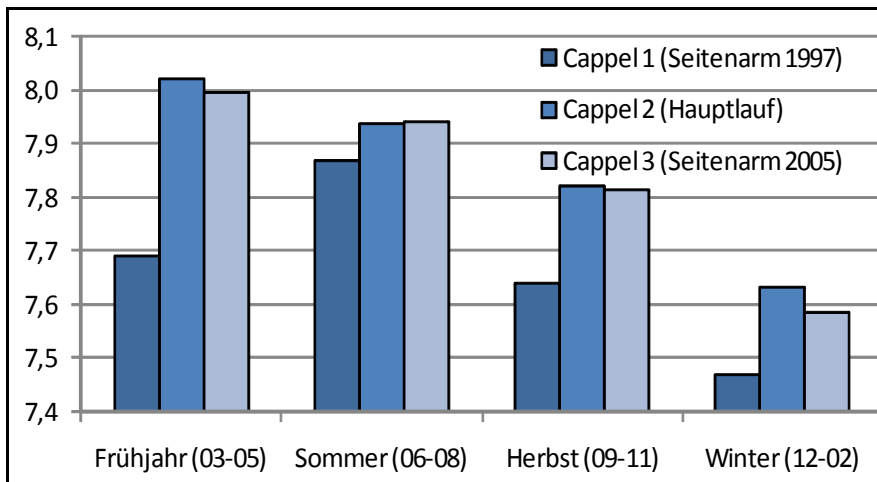


Abb. 14-20: pH-Wert im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten

14.4.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit lag im Bereich „Cappeler Fischerwiese“ im Mittel zwischen 269 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in dem 2005 renaturierten (C3) und 282 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in dem 1997 renaturierten Seitenarmabschnitt (C1). Der hohe Mittelwert des Messpunktes C1 war damit der höchste Wert aller Messpunkte, während der Wert des Messpunktes C3 den zweit niedrigsten aller Mittelwerte darstellt.

Der Mittelwert der elektrischen Leitfähigkeit für den Hauptlaufmesspunkt (C2) lag mit 273 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zwischen diesen Extremwerten.

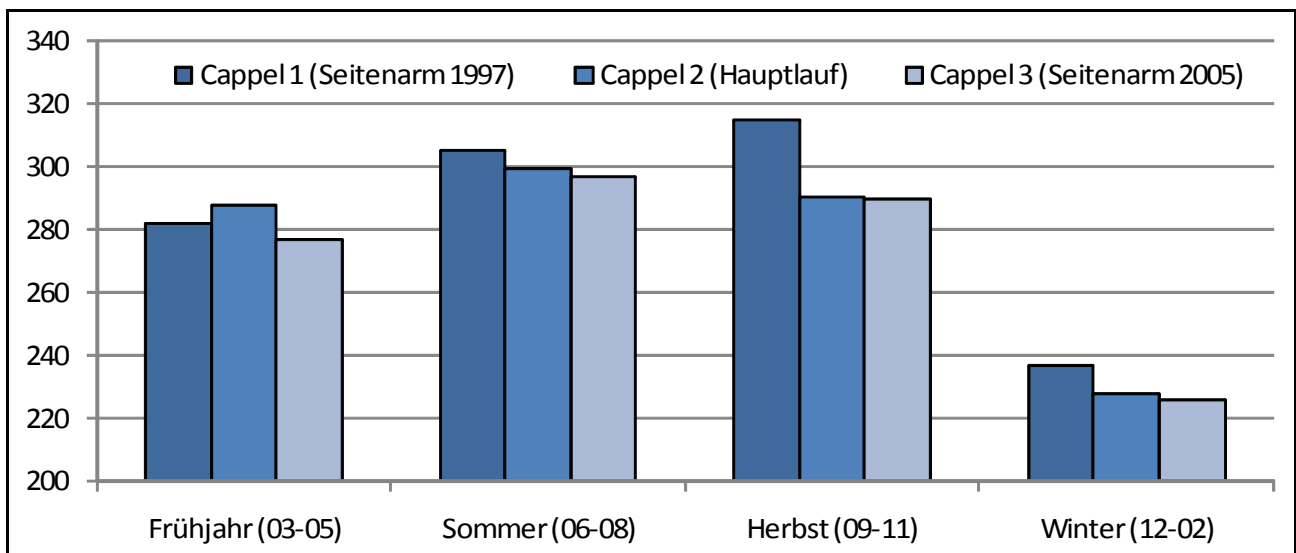


Abb. 14-21: elektrische Leitfähigkeit im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Im Jahresverlauf verhielten sich die Werte für den Hauptlaufmesspunkt und den 2005 renaturierten Seitenarmabschnitt sehr ähnlich (Abb. 14-21). Das Maximum der elektrischen Leitfähigkeit wurde in den Sommermonaten erreicht, während in den Wintermona-

ten ein deutliches Minimum zu verzeichnen war. Ganzjährig lagen dabei die Leitfähigkeitswerte des Seitenarmmesspunktes C3 unterhalb der Werte des Hauptlaufmesspunktes C2, im Frühjahr fielen sie jedoch besonders stark ab. Diese im Vergleich zum Hauptlauf deutlich niedrigeren Frühjahrswerte wies auch der 1997 renaturierte Seitenarmabschnitt auf. Allerdings stieg in diesem Abschnitt die elektrische Leitfähigkeit im Jahresverlauf stark an und lag vom Sommer bis zum Winter oberhalb der Werte des Hauptlaufes. Das Maximum wurde hier erst im Herbst erreicht. Während dieser Monate war der Unterschied zwischen dem 1997er Seitenarmabschnitt und dem Hauptlaufabschnitt besonders stark ausgeprägt und ähnelte der Charakteristik des Verhaltens der beiden Messpunkte im Gebiet „Auf der Weide“.

14.4.4 Sauerstoffkonzentration und -sättigung

Die Sauerstoffkonzentration im Hauptlauf der Lahn (Messpunkt C2) betrug im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ 9,04 mg/l (80,6% Sauerstoffsättigung) und in dem 2005er Seitenarmabschnitt 9,07 mg/l (81,4%). Diese Werte lagen deutlich unterhalb der in den übrigen Untersuchungsgebieten ermittelten Sauerstoffkonzentration und auch unterhalb des Mittelwertes aller Messpunkte von 9,41 mg/l (83,6%).

In dem 1997 renaturierten Seitenarmabschnitt C1 lag die mittlere Sauerstoffkonzentration mit 8,88 mg/l (77,6% Sauerstoffsättigung) nochmals unterhalb dieser Werte.

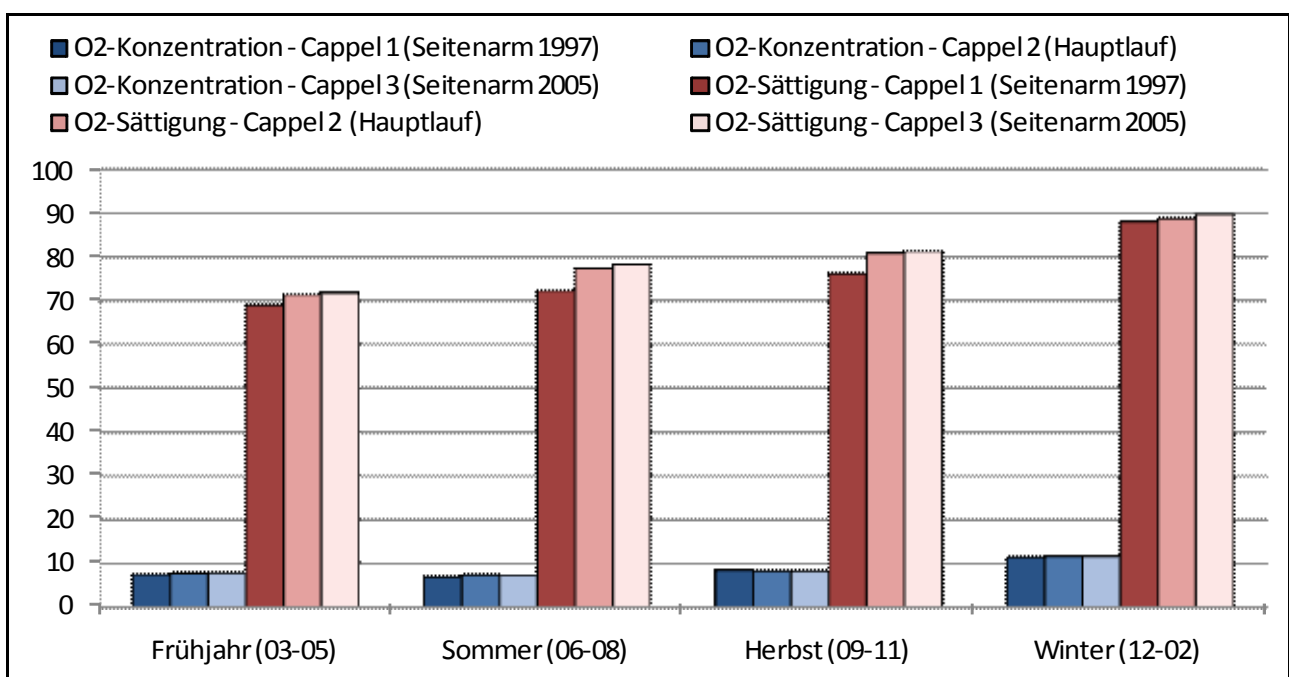


Abb. 14-22: Sauerstoffkonzentration (in mg/l) und -sättigung (in %) im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten

Im Jahresgang stiegen die Sauerstoffkonzentration und die -sättigung vom Frühjahr bis zum Winter kontinuierlich an, erreichten jedoch nie 12 mg/l bzw. 90% (Abb. 14-22) und blieben damit deutlich unter den Werten der übrigen Messpunkte. Vor allem in den Wintermonaten fiel der Anstieg des Sauerstoffgehaltes geringer aus als in den Gebieten „Auf der Weide“ und „Gisselberger Straße“.

Der 1997 renaturierte Seitenarmabschnitt (Messpunkt C1) weist im Herbst eine geringfügig höhere Sauerstoffkonzentration auf als die übrigen beiden Messpunkte, während der anderen Jahreszeiten wurden jedoch geringere Werte gemessen. Die Sauerstoffsättigung des Messpunktes C1 lag hingegen ganzjährig unterhalb der Werte des Hauptlaufs und des 2005 renaturierten Seitenarmabschnitts.

14.4.5 Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat

Sulfat: Die mittlere errechnete Sulfatkonzentration im Hauptlauf der Lahn sowie dem hauptlaufnahen Seitenarmmesspunkt C3 lag mit 357 mg/l genauso hoch wie in dem flussaufwärts gelegenen Gebiet „Gisselberger Straße“. In dem 1997 renaturierten Seitenarm lag die Sulfatkonzentration mit 325 mg/l deutlich unter den Werten der anderen beiden Messpunkte im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“.

Nitrat: Der Nitratgehalt im Hauptlauf der Lahn sowie in dem 2005 renaturierten Seitenarmabschnitt lag im Mittel bei 15,9 mg/l und damit unterhalb der Mittelwerte aller übrigen Messpunkte. In dem 1997 angelegten Seitenarmabschnitt wurde mit 16,6 mg/l eine deutlich höhere Nitratkonzentration nachgewiesen. Ähnlich hohe Konzentrationen wurden auch von HOLLAND (1998) festgestellt (14,8 mg/l im Hauptlauf der Lahn und 8,88-12,9 mg/l in dem 1997 renaturierten Seitenarm). Der von HOLLAND (1998) verzeichnete Abbau von Nitrat in dem Seitenarm ließ sich nicht bestätigen, was in der nun permanenten Durchströmung des Seitenarms begründet liegt.

Die Unterschiede im Nitratgehalt traten ausschließlich während der Wintermonate auf (Abb. 14-23), in denen die Nitratkonzentration am Messpunkt C1 um 2,2 mg/l über dem errechneten Mittelwert der Messpunkte C2 und C3 lag. Während der übrigen Jahreszeiten wies das Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ den gleichen Jahresgang auf wie die beiden anderen Untersuchungsgebiete.

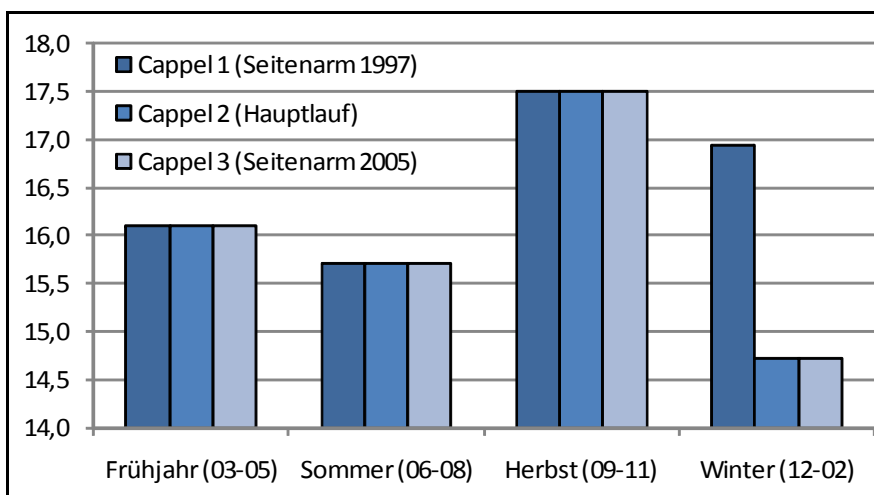


Abb. 14-23: Nitratkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

Nitrit: Wie in den anderen Untersuchungsgebieten auch, wurde im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ ausschließlich im Winter Nitrit nachgewiesen (0-0,1 g/l). HOLLAND (1998) hin-

gegen konnte unter Verwendung besserer Messmethoden Nitritgehalte von maximal 0,618 mg/l nachweisen. Diese Konzentrationen sind zumindest für die Fischfauna toxisch.

Ammonium: Der errechnete Gehalt an Ammonium war in den drei Messpunkten der „Cappeler Fischerwiese“ deutlich höher als in den übrigen Untersuchungsgebieten. In dem Seitenarm wurden dabei mit 0,306 mg/l (C1) und 0,458 mg/l (C3) Ammoniumkonzentrationen nachgewiesen, die den Wert des Hauptlaufmesspunktes (C2) von 0,155 mg/l weit überstiegen. Auch Holland (1998) stellte in dem Seitenarm höhere Konzentrationen als im Hauptlauf der Lahn fest (0,51 mg/l zu 0,15 mg/l)

Wie in den anderen Untersuchungsgebieten wurde Ammonium auch im Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ lediglich im Winter nachgewiesen. Dabei traten zwischen den drei Messpunkten des Gebietes starke Unterschiede von bis zu 1,25 mg/l auf (Abb. 14-24).

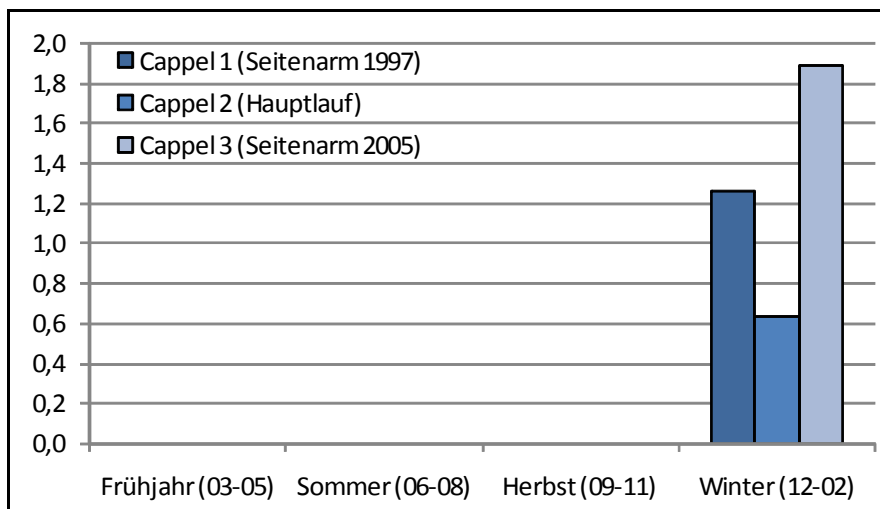


Abb. 14-24: Ammoniumkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

Phosphat: Die errechnete Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ lag für alle drei Messpunkte über den Werten der Messpunkte in den anderen Untersuchungsgebieten. Mit 4,98 mg/l wurde dabei im Hauptlaufmesspunkt C2 und in dem benachbarten Seitenarmmesspunkt C3 eine etwas höhere Konzentration als in dem 1997 renaturierten Seitenarm (Messpunkt C1 – 4,83 mg/l) ermittelt.

Der Jahresgang der Orthophosphatkonzentration (Abb. 14-25) ähnelt demjenigen in den beiden anderen Untersuchungsgebieten. Lediglich im Frühjahr wurden für die Messpunkte der „Cappeler Fischerwiese“ höhere Werte ermittelt. Das Maximum der Phosphatkonzentration wurde während der Sommermonate gemessen, das Minimum lag im Winter.

Unterschiede zwischen den drei Messpunkten des Untersuchungsgebietes wurden im Frühjahr und im Winter festgestellt. Im Frühjahr wies der Seitenarmmesspunkt C3 eine erhöhte Phosphatkonzentration auf und im Winter lagen die Werte des Hauptlaufmesspunktes C2 über denen der anderen beiden Messpunkte.

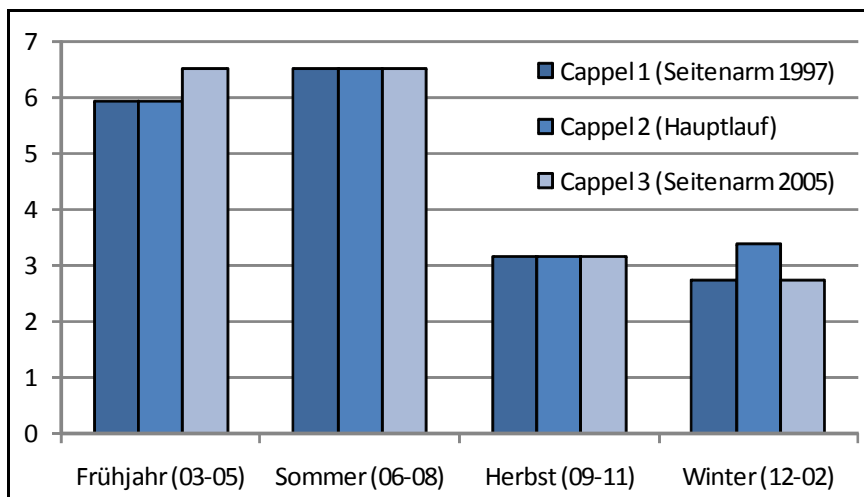


Abb. 14-25: Orthophosphatkonzentration im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ gemittelt über die vier Jahreszeiten (in mg/l)

14.4.6 Chemisch-physikalische Entwicklung des 2005 renaturierten Seitenarmabschnitts

Der zweite Bauabschnitt der Renaturierungsmaßnahme im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ wurde Ende 2005 und damit kurz vor Beginn des dreijährigen Messprogramms fertig gestellt. Dadurch bot sich die Gelegenheit, die Veränderung der chemisch-physikalischen Charakteristik dieses Seitenarmabschnitts über mehrere Jahre zu verfolgen. Tab. 14-07 zeigt die Entwicklung der Mittelwerte in den Jahren 2006-2008 für den renaturierten Seitenarmabschnitt, während in Tab. 14-08 die Veränderung der Mittelwerte im Hauptlauf der Lahn angegeben ist. Durch einen direkten Vergleich der beiden Messpunkte lässt sich abschätzen, welche Veränderungen in Folge der Neuanlage des Seitenarms aufgetreten sind und welche als übergeordnete Dynamik der Lahn aufzufassen sind.

Tab. 14-07: Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter der Jahre 2006-2008 für den 2005 renaturierten Seitenarm (Messpunkt C3)

Messpunkt C3 (2005 renaturierter Seitenarm)	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
2006	11,33	7,75	331	7,95	74,7	450	16,4	0,005	0,91	4,2
2007	9,56	7,78	221	9,47	82,7	325	15,0	0,000	0,46	5,1
2008	9,91	7,99	249	9,89	87,3	300	16,4	0,000	0,01	5,6

Tab. 14-08: Mittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter der Jahre 2006-2008 für den Referenzmesspunkt C2

Messpunkt C2 (Referenz im Hauptlauf der Lahn)	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
2006	10,92	7,78	338	7,84	72,8	450	16,4	0,005	0,46	4,2
2007	9,31	7,80	227	9,51	83,1	325	15,0	0,000	0,00	5,1
2008	9,89	7,99	249	9,90	86,7	300	16,4	0,000	0,01	5,6

Parameter Wassertemperatur:

Die Wassertemperatur des neu angelegten Seitenarmes lag 2006 mit im Mittel 11,33°C um 3,8% über dem Mittelwert des nahe gelegenen Hauptlaufabschnitts. 2007 verringerte sich der Unterschied auf 2,7% und 2008 betrug er nur noch 0,2%.

Parameter pH-Wert:

2006 wies der neu angelegte Seitenarmabschnitt einen um 0,4% niedrigeren pH-Wert auf als der Hauptlauf der Lahn. Der Mittelwert des Jahres 2007 lag in dem Seitenarm um 0,3% unterhalb des Mittelwertes des Hauptlaufs und 2008 betrug der Unterschied nur noch 0,1%. Wie auch bei der Wassertemperatur erfolgte die größte Angleichung der Mittelwerte im Jahre 2008.

Parameter elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und -sättigung:

Diese drei Parameter folgten keinem klar erkennbaren Trend. In Tabelle 14-09 sind die Abweichungen der Mittelwerte zwischen dem Seitenarmmesspunkt C3 und dem Referenzmesspunkt C2 angegeben. Während die elektrische Leitfähigkeit in dem 2005 renaturierten Seitenarm zunächst niedriger ausfiel und 2007 sogar noch weiter absank, lag der Mittelwert des Jahres 2008 am Messpunkt C3 leicht oberhalb des Mittelwertes des Hauptlaufes.

Tab. 14-09: Abweichung der Mittelwerte des Seitenarmmesspunktes C3 von den Werten des Referenzmesspunktes C2 (in %)

Abweichung C3:C2 (in %)	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)
2006	-2,1%	1,4%	2,6%
2007	-2,6%	-0,4%	-0,5%
2008	0,3%	-0,1%	0,7%

Die Sauerstoffkonzentration lag in dem Seitenarmabschnitt zunächst oberhalb des Mittelwertes des Hauptlaufes, sank jedoch in den Folgejahren unter diesen Wert.

Parameter Sulfat, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat:

Alle untersuchten Parameter dieser Gruppe wiesen, mit Ausnahme der Ammoniumkonzentration, keine Unterschiede zwischen dem Referenzmesspunkt im Hauptlauf und dem Messpunkt im Seitenarm der Lahn auf.

Der Ammoniumgehalt lag im ersten Jahr nach der Renaturierung in dem Seitenarmmesspunkt C3 doppelt so hoch wie im Hauptlauf der Lahn. In den Folgejahren verringerte sich die Ammoniumkonzentration merklich und lag 2008 in dem renaturierten Seitenarm auf dem gleichen Niveau wie im Hauptlauf (Abb. 14-26).

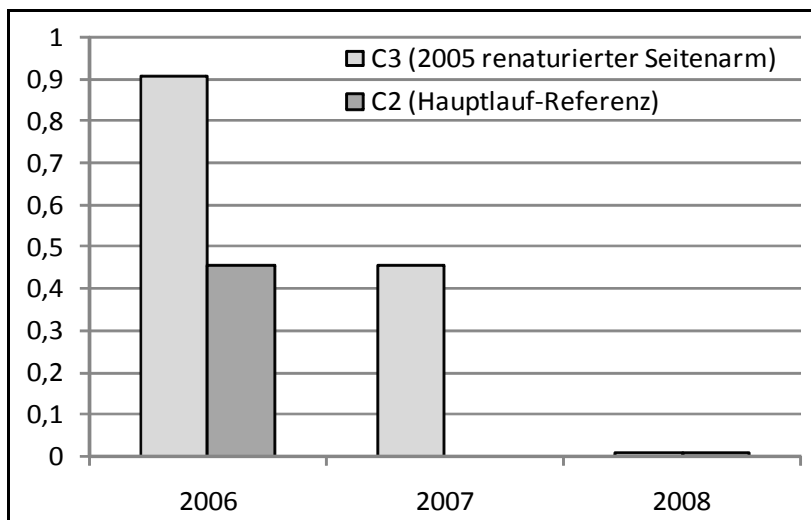


Abb. 14-26: Entwicklung der Ammoniumkonzentration in dem 2005 renaturierten Seitenarm und dem Hauptlauf der Lahn in den Jahren 2006-2008 (in mg/l)

14.5 Unterschiede zwischen dem Hauptlauf und den Seitenarmen

Das dreijährige Messprogramm zeigte nicht nur Unterschiede zwischen den drei Untersuchungsgebieten auf, sondern auch zwischen dem Hauptlauf der Lahn und den Seitenarmen. Diese Unterschiede sind jedoch von Parameter zu Parameter unterschiedlich stark ausgeprägt. Die deutlichsten traten sie bei der Sauerstoffkonzentration, der Sauerstoffsättigung und dem Ammoniumgehalt zu Tage, während der pH-Wert, die Nitrit- und die Phosphatkonzentration nur minimale Unterschiede aufwiesen (Tab. 14-10).

Die renaturierten Seitenarme der Lahn waren demnach im Mittel geringfügig wärmer und deutlich sauerstoffärmer als der Hauptlauf. Die elektrische Leitfähigkeit war in den Seitenarmen etwas höher während die Gehalte an Sulfat und Nitrat leicht unter jenen des Hauptlaufes lagen. Speziell das Nitrat wies jedoch in den Seitenarmen größere Schwankungen auf als im Hauptlauf, so dass die Maximalkonzentration mit 37,5 mg/l mehr als doppelt so hoch lag wie im Hauptlauf (17,5 mg/l). Der Ammoniumgehalt war in den Renaturierungsbereichen deutlich höher als im Hauptlauf der Lahn und auch der Phosphatgehalt lag geringfügig höher.

Tab. 14-10: Mittelwerte der Parameter des chemisch-physikalischen Messprogramms im Hauptlauf und den Seitenarmen der Lahn

Mittelwerte	Wassertemperatur (°C)	pH-Wert	el. Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoffkonzentration (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Sulfat (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Nitrit (g/l)	Ammonium (mg/l)	Phosphat (mg/l) Orthophosphat
Hauptlauf	9,8	7,79	269	9,76	86,7	343	16,5	0,002	0,05	4,7
Seitenarm	10,1	7,76	277	9,07	80,5	332	16,3	0,002	0,31	4,8

Eine Betrachtung der Extremwerte zeigt, dass die Seitenarme größeren Temperaturschwankungen unterworfen waren als der Hauptlauf der Lahn und im Sommer Höchsttemperaturen von fast 25°C erreicht wurden. Der Sauerstoffgehalt sank in den Seitenarmen entsprechend deutlich stärker ab als im Hauptlauf und erreichte mit 3,27 mg/l für die Sauerstoffkonzentration und 34,8% für die Sauerstoffsättigung sehr niedrige Werte.

14.6 Zusammenfassung

Auf der Weide:

Das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ war durch die höchsten Sauerstoffgehalte und die geringsten Sulfatkonzentrationen aller untersuchten Gebiete charakterisiert. Die Mittelwerte aller übrigen Parameter lagen dicht um den Mittelwert aller Messpunkte herum.

Zwischen dem Hauptlauf der Lahn und dem 2001 renaturierten Seitenarmabschnitt wurden größere Unterschiede für die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung sowie Ammonium festgestellt.

Vor allem der Hauptlauf der Lahn bietet in diesem Untersuchungsgebiet durch vergleichsweise niedrige Temperaturen und eine gute Sauerstoffversorgung gute Voraussetzungen für die fließgewässertypischen Taxa des Makrozoobenthos'.

Gisselberger Straße:

Der Messpunkt im Gebiet „Gisselberger Straße“ wies die niedrigste Wassertemperatur aller Messpunkte auf. Alle anderen Parameter lagen im Mittelfeld aller untersuchten Gebiete, häufig im oberen Bereich. Somit ist auch dieses Untersuchungsgebiet als Lebensraum für die fließgewässertypischen Taxa des Makrozoobenthos' gut geeignet.

Cappeler Fischerwiese:

Die drei Messpunkte im Untersuchungsgebiet „Cappeler Fischerwiese“ boten ein stark differenziertes Bild. In diesem Bereich wurde die höchste Wassertemperatur, der niedrigste

und auch der höchste pH-Wert, die höchste elektrische Leitfähigkeit sowie der geringste Sauerstoffgehalt aller Messpunkte ermittelt. Die Ammoniumkonzentration lag deutlich über dem Mittel aller Messungen, die übrigen Parameter der Wasserchemie wiesen jedoch ähnliche Werte auf wie sie in den anderen Gebieten gemessen wurden.

Für viele Parameter konnten große Unterschiede zwischen den drei Messpunkten des Untersuchungsgebietes festgestellt werden.

In diesem Untersuchungsgebiet spiegelt sich die Stauhaltung der Lahn deutlich in der chemisch-physikalischen Charakteristik des Flusses wider. Die hohen Wassertemperaturen und niedrigen Sauerstoffgehalte schränken die Eignung des Gebietes für anspruchsvollere Fließgewässertaxa des Makrozoobenthos' stark ein.

Seitenarme:

Die chemisch-physikalische Charakteristika der renaturierten Seitenarme weicht deutlich von jener des Hauptlaufs ab. Vor allem die höhere Wassertemperatur und der geringere Sauerstoffgehalt wirken sich auf die Eignung der Seitenarme als Habitate für aquatische Lebensgemeinschaften aus. Aus den registrierten Unterschieden lässt sich ableiten, dass der Anteil rheophiler Taxa in den Seitenarmen geringer sein müsste als im Hauptlauf der Lahn, und vermehrt Arten des Litorals vorkommen könnten. Dies wurde durch die Makrozoobenthosuntersuchungen bestätigt.

15. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Abschließend sollen in diesem Kapitel zunächst die Ergebnisse der vier Methodenblöcke zusammengefasst werden. Die Einschätzung des Renaturierungserfolges und die Formulierung von Handlungsempfehlungen folgen in einem fünften Teilkapitel bevor in einem letzten Teil die eingangs formulierten Hypothesen der Arbeit überprüft werden.

15.1 Gewässerstrukturgüte

Die Gewässerstrukturgüte der drei Untersuchungsgebiete (siehe Kap. 11.2-11.4) lag zum Zeitpunkt der Kartierung im Jahre 2006 überwiegend in den Bereichen mäßig bis stark verändert, wobei sich erhebliche Unterschiede zeigten. Zum einen wurde ein starker Zusammenhang zwischen dem allgemeinen Fließverhalten und der Gewässerstrukturgüte nachgewiesen. Je größer der rückstauende Einfluss der unterhalb gelegenen Wehranlage war, desto schlechter fiel die Bewertung der Gewässerstrukturgüte aus. Dies liegt nicht nur an der reduzierten Strömungsvielfalt, sondern auch an der damit einhergehenden Einschränkung der natürlichen Prozessdynamik des Fließgewässersystems und der somit reduzierten Vielfalt wertvoller Strukturen im Gewässer. Zum anderen wurden die renaturierten Seitenarmabschnitte erheblich positiver bewertet als die Hauptlaufabschnitte und es konnten zumindest punktuelle Aufwertungen des Hauptlaufes durch die Renaturierungen festgestellt werden.

In allen drei Untersuchungsgebieten wurden vor allem die starke Eintiefung des Gewässerbettes, die Uferbefestigungen sowie die eingeschränkte Funktionalität der Auen (Verringerung des Ausuferungsvermögens durch Hochwasserschutzbauwerke sowie teilweise intensive Flächennutzungen und schmale Uferstreifen) negativ bewertet, während die standorttypischen und alten Gehölzbestände die Gesamtbewertung aufwerteten.

Die Kartierung unter Verwendung der modifizierten Methode des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft lieferte deutlich realistischere und besser aufgelöste Ergebnisse als es die Standardmethode (BLAW (H_{RS}G.) 2002) und das LAWA-Verfahren (LAWA (H_{RS}G.) 2000) könnten (siehe Kap. 11.1). Dies zeigte sich insbesondere durch den Vergleich mit den Ergebnissen der landesweiten Strukturgütekartierung (www.gesis.hessen.de), welche die drei Untersuchungsgebiete kaum differenziert und zudem die umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen nicht berücksichtigen konnte. Für Fragestellungen, die Strukturdaten mit einer hohen räumlichen Auflösung benötigen, stellt das hier verwendete Verfahren eine brauchbare Alternative zu den verfügbaren Standardmethoden dar.

15.2 TRiSHa-Sohlstrukturkartierung

Um die methodische Lücke zwischen der nur grob aufgelösten Gewässerstrukturgütekartierung und der kleinräumigen Analyse der Besiedelung der Gewässersohle zu schließen, wurde mit dem TRiSHa-Verfahren („Typology of Riverbed Structures and Habitats“) eine neue Methode für die Kartierung der Gewässerbettmorphologie auf der Mikrohabitatebene entwickelt (siehe Kap. 9.2). Die Anwendung des TRiSHa-Verfahrens in zehn Untersuchungsabschnitten innerhalb der drei Untersuchungsgebiete (siehe Kap. 12.1-12.3) lieferte räumlich hochaufgelöste Informationen über die Zusammensetzung der Gewässersohle. Durch die zweifache Wiederholung der Kartierung konnten zudem wichtige Erkenntnisse über die zeitliche Dynamik der untersuchten Parameter gewonnen werden.

Die Ergebnisse des TRiSHa-Verfahrens spiegeln, wie zuvor die Gewässerstrukturgüte, den Einfluss des rückstauenden Steinmühlwehrs deutlich wider. Die nahe der Wehranlage gelegenen Untersuchungsabschnitte sind nicht nur durch eine geringere Strömungsgeschwindigkeit gekennzeichnet, sondern weisen vor allem eine grundlegend andere Zusammensetzung der Sohlsubstrate (Dominanz der Feinsubstrate) und Habitattypen (vor allem schlammgeprägte Habitate) auf. In den eher frei fließenden Untersuchungsabschnitten finden sich hingegen die dem Gewässertyp entsprechenden Pool-Riffle-Sequenzen mit hohen Grobsubstratanteilen (siehe Kap. 12.6.1).

Noch größere Unterschiede konnten zwischen den Hauptlauf- und den Seitenarmabschnitten festgestellt werden (siehe Kap. 12.6.2). Nicht nur, dass in den flacheren und strömungsärmeren Seitenarmen vor allem Feinsedimente (Sand und Lehm) häufiger anzutreffen waren als im tieferen und stärker durchströmten Hauptlauf der Lahn, die Heterogenität der Gewässersohle war in den renaturierten Abschnitten auch viel größer als in den vergleichsweise homogenen Hauptlaufbereichen. Während im Hauptlauf der Lahn der jeweils häufigste Habitattyp die Gewässersohle sehr klar dominiert und sich die Strukturvielfalt größtenteils auf die Uferbereiche beschränkt, sind die Seitenarme durch eine kleinteilige Mosaikstruktur mit einer stärker ausgeglichenen Habitattypenzusammensetzung charakterisiert.

Die Analyse der zeitlichen Dynamik der Sohlstrukturen offenbarte im Hauptlauf der Lahn erwartungsgemäß eine starke Abhängigkeit der Morphodynamik von der mittleren Strömungsgeschwindigkeit (siehe Kap. 12.6.3). In den frei fließenden Untersuchungsabschnitten konnte eine große Veränderlichkeit der Sohlsubstrate und der zusätzlichen Gewässerbettstrukturen beobachtet werden. Die stauregulierten Untersuchungsabschnitte hingegen zeigten eine große Beharrlichkeit, so dass selbst ein fünfzigjähriges Hochwasserereignis keine signifikanten Veränderungen auslösen konnte. Die Seitenarmabschnitte, in denen die Substratdynamik weniger ausgeprägt war als im Hauptlauf der Lahn, wiesen eine deutlich größere Habitatsdynamik auf, die größtenteils auf Sukzessionsprozesse zurückzuführen war. Durch die Beobachtung der Untersuchungsabschnitte über einen Zeitraum von drei Jahren konnte festgestellt werden, dass die Hauptlaufbereiche um einen stabilen Gleichgewichtszustand herum „schwingen“ zu dem sie selbst nach einem HQ50-Ereignis zurückkehren. Die Seitenarmabschnitte hingegen scheinen weniger stabil zu sein, so dass die Auslenkung des beobachteten Hochwasserereignisses groß genug war, um den alten Gleichgewichtszustand zu verlassen und einen neuen anzustreben. Die Seitenarme sind demnach nicht nur räumlich, sondern auch zeitlich dynamischer, was ihren ökologischen Wert erhöht.

Ein Vergleich der Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung und des TRiSHa-Verfahrens hat ergeben, dass die Strömungsvielfalt eine erkennbare Korrelation beider Kartiermethoden aufweist, für alle übrigen direkt vergleichbaren Parameter jedoch kein deutlicher Zusammenhang nachweisbar war (siehe Kap. 12.5). Die Gewässerbettstruktur, welche mit der Habitatvielfalt verglichen wurde, zeigte eine minimale Korrelation beider Methoden. Ursächlich für die geringe Übereinstimmung der Bewertung beider Methoden ist der Überblickscharakter der Gewässerstrukturgüte, der es kaum ermöglicht, ein breites und tiefes Gewässer, wie es die Lahn im Mittellauf ist, detailliert bezüglich seiner Sohlbeschaffenheit zu bewerten. Die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung sind demnach bei größeren Fließgewässern nicht geeignet, konkrete und belastbare Aussagen über die tatsächliche Gewässerbettmorphologie zu treffen und sind daher auch als Grundlage für Untersuchungen des Makrozoobenthos abzulehnen. Andererseits lassen sich jedoch auch die Detaillierungsergebnisse des TRiSHa-Verfahrens nicht ohne weiteres als Modul in die Gewässerstrukturgütebewertung integrieren. Dies ist prinzipiell möglich, erfordert jedoch noch weiterführende Studien.

15.3 Makrozoobenthosuntersuchung

Die detaillierten Informationen über die Mikrohabitatverteilung, welche das TRiSHa-Verfahren lieferte, dienten als Grundlage für eine intensive Beprobung des Makrozoobenthos'. Die Wirbellosenfauna der Lahn präsentierte sich als sehr vielfältig und räumlich heterogen verteilt. 91,6% der insgesamt 118 Taxa wurden in höchstens einem Drittel aller Proben nachgewiesen, lediglich 2,5% konnten in ihrem Vorkommen sowohl als individuenreich als auch als stetig charakterisiert werden. Die Köcherfliegen, Zweiflügler und Eintagsfliegen waren die artenreichsten Ordnungen in den Untersuchungsgebieten, während die Krebstiere am individuenreichsten waren (siehe Kap. 13.1).

Aus den autökologischen Informationen der Taxa konnte ermittelt werden, dass deren Großteil bevorzugt Grobsubstrate besiedelt, strömungsreiche Verhältnisse präferiert und dem Epipotamal zuzuordnen ist (siehe Kap. 13.2). Unter den Ernährungstypen dominieren die Räuber, Weidegänger und Sammler. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos' kann bezüglich dieser Informationen als dem Gewässertyp entsprechend angesehen werden. Nicht dem Fließgewässertyp 9.2 entsprechend ist hingegen der ebenfalls hohe Anteil an Taxa, die bevorzugt im Litoral von Stillgewässern anzutreffen sind.

Die räumliche Verteilung der Taxa erwies sich als stark abhängig von der mikromorphologischen Charakteristik des Gewässerbetts. So waren die besonders tiefen Bereiche die individuenreichsten, die flachen Bereiche der Lahn hingegen waren am artenreichsten (siehe Kap. 13.3.1). Die Strömungsgeschwindigkeit war ein noch stärker differenzierender Parameter als die Wassertiefe, wobei die Individuendichte mit zunehmender Strömung anstieg und die Taxazahl abnahm (siehe Kap. 13.3.2). Auch bezüglich der Sohlsubstrate konnten klare Verteilungsmuster identifiziert werden (siehe Kap. 13.3.3-13.3.4). Die Grobsubstrate wiesen sowohl die größte Taxazahl als auch die höchste Individuendichte auf, während beispielsweise die anthropogenen Habitate und der Auenlehm besonders individuenarm waren. Die meisten Taxa erwiesen sich als ausgewiesene Substratspezialisten und selbst die Generalisten unter den Wirbellosen zeigten starke Schwankungen der Individuendichte zwischen den verschiedenen Substrattypen. Trotz der großen Unterschiede in der Besiedlung verschiedener Tiefen- und Strömungsbereiche sowie der Sohlsubstrate wurden die Untersuchungsgebiete flächendeckend durch wenige abundanzstarke Taxa dominiert (*Gammarus roeseli*, *Tubificidae Gen. sp.*, *Hydrocarina sp.*, *Baetis sp.*, *Chironomini Gen. sp.*, *Corixidae Gen. sp.*). Die beobachtete Diversität und Heterogenität zeigte sich hingegen verstärkt bei den abundanzschwächeren Arten, die den Großteil der 118 Taxa ausmachten.

Die Spezialisierung des Makrozoobenthos' wurde auch auf der Ebene der Mikrohabitate erkennbar und drückte sich dort unter anderem in Schwankungen der Individuendichte zwischen 1.000 und 5.000 Ind./m² aus (siehe Kap. 13.3.5-13.3.6). Besonders dicht besiedelt waren die makrophytendominierten und die schlammgeprägten Habitate, wobei sich letztere zudem durch sehr geringe Taxazahlen auszeichneten. Die artenreichsten Habitate konnten hingegen den kies- und blockgeprägten, den anthropogenen und den sandgeprägten Habitattypen zugeordnet werden. Unter den taxonomischen Ordnungen wiesen einige, jedoch nicht alle, deutliche Habitatpräferenzen auf. So wurden die Wasserkäfer bevorzugt in den anthropogenen Habitaten nachgewiesen und die Schlammfliegen in den schlammgeprägten Habitaten. Die EPT-Fauna (die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen als typische Vertreter des Fließgewässertyps 9.2) wies ihren Verbreitungsschwerpunkt in den kies- und blockgeprägten Habitaten auf, wobei jedoch innerhalb dieser drei Ordnungen einzelne Taxa auch andere Präferenzen zeigten. 44,9% aller Taxa wurden in höchstens

25% aller Habitattypen und weitere 24,6% in nur einem einzigen Typ nachgewiesen, während nur 2,5% aller Taxa in allen 32 Habitattypen vorgefunden wurden.

Auch zwischen den zehn Untersuchungsabschnitten zeigten sich große Unterschiede in der Besiedelung durch das Makrozoobenthos (siehe Kap. 13.4), wobei die Abschnitte in dem noch nicht renaturierten Gebiet „Gisselberger Straße“ besonders taxa- und individuenreich waren. Auch auf dieser Betrachtungsebene konnte eine große Heterogenität und Vielfalt der aquatischen Wirbellosenfauna nachgewiesen werden, da in keinem Untersuchungsabschnitt mehr als 50% aller Taxa nachgewiesen wurde. Einige der systematischen Einheiten (Wassermilben, Wasserkäfer, Wasserwanzen, Eintagsfliegen und Wenigborster) wurden in allen Abschnitten in ähnlichen Abundanzen vorgefunden, wohingegen die Krebstiere und Zweiflügler, die ebenfalls in allen Abschnitten vorkamen, deutliche Präferenzen zeigten und einige Gruppen (Egel, Strudelwürmer, Schlammfliegen und Weichtiere) nur in bestimmten Untersuchungsabschnitten nachgewiesen werden konnten. Ursächlich für die starke Selektivität einiger Ordnungen und der meisten Taxa waren sowohl die Einteilung der Untersuchungsabschnitte in strukturreiche und strukturarme Bereiche als auch die Zuordnung der Abschnitte zu den drei Untersuchungsgebieten (siehe Kap. 13.4.2). In beiden Fällen spiegelt sich hier der Einfluss des Strömungsverhaltens der Lahn wider – zum einen in Form der Strömungsvielfalt, die strukturbildend wirkt, und zum anderen in Gestalt der mittleren Strömungsgeschwindigkeit, die vom Gebiet „Auf der Weide“ bis zum Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ durch den anthropogenen Rückstau graduell abnimmt. Besonders gut ließen sich die Unterschiede zwischen strukturreichen und strukturarmen Abschnitten, aber auch zwischen dem Hauptlauf und den Seitenarmen sowie zwischen den Untersuchungsgebieten, anhand der EPT-Fauna aufzeigen, was nicht zuletzt an der intensiveren Bestimmung der Taxa liegt. Selbst auf dem Familienniveau und mehr noch auf Gattungs- und Artniveau wiesen fast alle EPT-Taxa klare Präferenzen auf.

15.4 Chemisch-physikalisches Messprogramm

Das dreijährige Messprogramm ergab zahlreiche Unterschiede zwischen den drei Untersuchungsgebieten (siehe Kap. 14.2-14.4) sowie zwischen Hauptlauf- und Seitenarmabschnitten (siehe Kap. 14.5), jedoch keine so deutlichen Differenzierungen wie bezüglich der Gewässerbettmorphologie und dem Makrozoobenthos. Im Gebiet „Auf der Weide“ wurden die höchste mittlere Sauerstoffkonzentration und die geringsten Sulfatgehalte gemessen, während im Gebiet „Gisselberger Straße“ die Wassertemperatur am niedrigsten war und der Bereich der „Cappeler Fischerwiese“ durch die höchsten Temperaturen, die höchste elektrische Leitfähigkeit und die niedrigsten Sauerstoffgehalte gekennzeichnet war.

Die renaturierten Seitenarme wiesen eine höhere Wassertemperatur, erheblich niedrigere Sauerstoffgehalte und eine stärkere Schwankung der gemessenen Parameter als der Hauptlauf der Lahn auf. Dies kennzeichnet die Seitenarme als Lebensräume für Arten, die zumindest kurzzeitig auch sehr ungünstige Bedingungen (hohe Temperatur & Sauerstoffmangel sowie erhöhte stoffliche Belastungen) tolerieren. Für rheophile Arten hingegen sind die beprobten Renaturierungsbereiche weniger gut als Lebensraum geeignet. Die Ergebnisse des chemisch-physikalischen Messprogramms bestätigen somit die Erkenntnisse, welche durch die Makrozoobenthosuntersuchungen gewonnen wurden.

15.5 Renaturierungserfolg

Zwei Ziele der vorliegenden Arbeit waren es, den Erfolg der in den Gebieten „Auf der Weide“ und „Cappeler Fischerwiese“ durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen zu bewerten und das Gebiet „Gisselberger Straße“ im Hinblick auf eine geplante Renaturierung zu evaluieren.

Jede der verwendeten Methoden kann ihren Teil zu der Erreichung dieser Ziele beitragen. Im Folgenden sollen daher die relevanten Erkenntnisse der vier Methodenblöcke diesbezüglich zusammengefasst werden.

Die Gewässerstrukturgüte verbesserte sich in den beiden Gebieten „Auf der Weide“ (siehe Kap. 11.2) und „Cappeler Fischerwiese“ (siehe Kap. 11.4) durch die Renaturierungen deutlich. Die neu angelegten Seitenarme erzielten größtenteils bessere Bewertung als die benachbarten Hauptlaufabschnitte und die Gesamtbewertung beider Gebiete verbesserte sich jeweils um eine ganze Güteklasse. Vor allem im Gebiet der „Cappeler Fischerwiese“ vollzog sich eine umfassende und eigendynamische Neugestaltung der Auenbereiche durch die Entwicklung eines flächendeckenden Auenwaldbestandes. Für die 2005 durchgeführte Renaturierung konnte dies in besonders eindrucksvoller Weise nachvollzogen werden, da diese Maßnahme von Beginn an begleitet wurde. Wie Abb. 15-01 zeigt, entwickelte sich innerhalb von fünf Jahren ein geschlossener Gehölzbestand, der zahlreiche neue Habitate für verschiedenste Tier- und Pflanzenarten liefert und zur Beschattung des Gewässers beiträgt. Eine ähnliche Entwicklung ist auch in den Hochflutmulden des Gebiets „Auf der Weide“ zu verzeichnen. In diesem Gebiet konnte sich jedoch entlang der Ufer keine durchgängige Gehölzvegetation etablieren, da die Böschungen sehr viel steiler abfallen als in der „Cappeler Fischerwiese“. Im Gebiet „Auf der Weide“ wirkt sich in besonderem Maß positiv aus, dass durch die Renaturierungsmaßnahme mehrere größere Inseln geschaffen wurden, von denen einige ganzjährig unzugänglich sind. Dies schützt die reichhaltige Vogelfauna in diesem innenstadtnahen Abschnitt der Lahn vor dem Nutzungsdruck der erholungssuchenden Marburger Bürger.

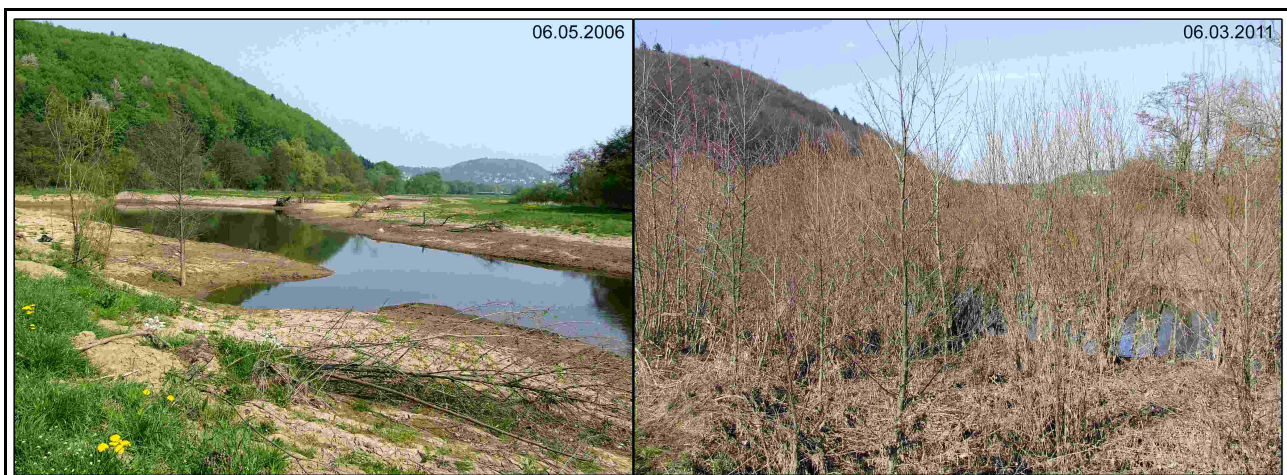


Abb. 15-01: Blick auf den 2005 renaturierten Bereich im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ - 2006 und 2011 (eigene Bilder)

Das Entwicklungsziel eines strukturreichen und möglichst natürlichen Gewässers wurde in den Seitenarmen beider Gebiete innerhalb weniger Jahre erreicht. Der Hauptlauf der Lahn blieb jedoch weitestgehend unverändert, da die Uferbefestigungen nur in geringem Umfang entfernt werden konnten, der Lahn nur punktuell die Möglichkeit geschaffen

wurde, ihr eingetieftes Bett zu verlassen und die Strömungsgeschwindigkeit nach wie vor durch die Wehranlagen reduziert wird. Aus der Sicht der Gewässerstrukturgüte können die Renaturierungen demnach als positiv eingestuft werden. Für eine noch stärkere Aufwertung wäre ein vollständiger Rückbau der Uferbefestigungen in den Renaturierungsbereichen sowie eine teilweise Abflachung der Uferböschungen wünschenswert. Ein Rückbau der Wehranlagen wäre aus Sicht der Strukturgüte ebenfalls sinnvoll, wird jedoch als unrealistisch verworfen. Dabei wäre solch eine Entfernung der Wehre und anderen Querbauwerken, welche die Durchgängigkeit einschränken, auch im Hinblick auf die Fischfauna, als weitere bedeutende Qualitätskomponente der EU-WRRL, unumgänglich. Laut WAGNER & LEMCKE (2003) legen nahezu alle einheimischen Fischarten im Laufe ihrer Entwicklung kürzere oder längere Wanderungen zurück. Doch auch Arten des Makrozoobenthos' besiedeln die Gewässer nicht ausschließlich durch einen stromaufwärts gerichteten Verbreitungsflug sondern auch durch Larvalwanderungen im Interstitial (DICKHAUT 2005: 30).

Die Mikromorphologiekartierung nach dem TRiSHa-Verfahren offenbarte eine Erhöhung der Anzahl verschiedener Habitattypen durch die Renaturierungsmaßnahmen. Vor allem sand- und lehmgeprägte Habitate sind in den Seitenarmen erheblich häufiger vertreten als im Hauptlauf der Lahn (siehe Kap. 12.1 und 12.3). Dies bedeutet, dass durch die Renaturierungen zusätzliche Lebensräume für Arten geschaffen wurden, für die im Hauptlauf der Lahn nur sehr begrenzte Nischen zur Verfügung stehen. Ein weiterer positiver Effekt der Renaturierungen ist in der großen Heterogenität der neu geschaffenen Seitenarme zu sehen, die zusätzlich zu der Strukturvielfalt beiträgt.

Die Seitenarme sind im Mittel deutlich strömungsärmer als der Hauptlauf der Lahn und können daher im Hochwasserfall als Refugialraum für bestimmte Tierarten dienen. Gleichzeitig sind sie jedoch hochdynamisch und bieten somit Lebensräume für Arten mit ganz verschiedenen Ansprüchen.

Die eigendynamische Gewässerentwicklung läuft in allen untersuchten Renaturierungsbereichen mit einem hohen Tempo ab. Sowohl in Jahren mit starkem Hochwassereinfluss als auch in Jahren ohne Hochwassereinfluss konnten starke Veränderungen beobachtet werden. Basierend auf den wiederholten Kartierungen und dem unterschiedlichen Alter der Renaturierungsmaßnahmen kann in einer ersten Abschätzung davon ausgegangen werden, dass sich die Gewässerbettmorphologie nach etwa 10 Jahren auf einen stabilen Gleichgewichtszustand einstellt. Dieser Gleichgewichtszustand entspricht jedoch kaum dem Leitbild eines „verwilderten Flusses“ mit dominierenden Grobsubstraten und hoher Strömungsgeschwindigkeit.

Die Untersuchung des Makrozoobenthos' nach dem PERLODES-Verfahren (MEIER ET AL. 2006b) ergab große Unterschiede zwischen den renaturierten Seitenarmen (siehe Kap. 13.4.1). Einige der beprobten Abschnitte waren besonders taxareich und individuenarm und können somit als hochwertig und artenreich angesehen werden, während andere reich an Individuen aber arm an Taxa waren. Diese, durch das massenhafte Vorkommen weniger Arten (*Gammaridae*, *Chironomidae* und *Tubificidae*) gekennzeichneten Bereiche, sind als defizitär einzustufen.

Die Bewertung der ökologischen Gewässergüte (siehe Kap. 13.4.3) unter Verwendung der ASTERICS-Software (www.fliessgewaesserbewertung.de) lieferte für das Modul „Saprobie“ größtenteils einen „guten Zustand“. Das Modul „Allgemeine Degradation“ und damit auch die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse wurde jedoch teilweise auch als

„schlecht“ bewertet. Die negativsten Bewertungen erzielten die Rückstaubereiche der Lahn im Gebiet „Cappeler Fischerwiese“ sowie die renaturierten Seitenarmabschnitte. Aber gerade in den Seitenarmabschnitten wurde eine teilweise sehr große morphologische und faunistische Vielfalt registriert. Die schlechte Bewertung nach dem PERLODES-Verfahren spiegelt demnach weniger tatsächliche Defizite wider als vielmehr die geringe Eignung des Leitbilds und der mit dem Typ 9.2 assoziierten Referenztaxalisten und Core-Metrics.

Aus den Ergebnissen der faunistischen und morphologischen Analysen kann eine deutliche Kritik an der offiziellen Fließgewässertypologie (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004; SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004a, b, 2005) und den darauf aufbauenden typspezifischen Bewertungsverfahren des Saprobienindex' (ROLAUFFS ET AL. 2003) und des PERLODES-Verfahrens (MEIER ET AL. 2006b) abgeleitet werden. Eine deutschlandweit gültige Fließgewässertypologie mit einer überschaubaren Anzahl von Typen ist ein brauchbares Instrument für Überblicksarbeiten auf nationaler Ebene. Und für die Bewertung der Saprobie liefert die Verwendung der Fließgewässertypen und der damit verbundenen saprobiellen Grundzustände viel realistischere Ergebnisse als das alte DIN-Verfahren (DIN (HRSG.) 1990a). Die Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die Lahn unterhalb des Zusammenflusses mit der Ohm nicht mehr 100%ig dem Typ eines „großen Flusses des Mittelgebirges“ (Typ 9.2) entspricht. Durch das verringerte Gefälle und die große Wasserführung weist die Lahn einen stärker potamalen Charakter auf, der sich in besonderem Maße in den schwächer durchströmten Seitenarmen zeigt. Die untersuchten Seitenarme entsprechen hinsichtlich ihrer strukturellen und faunistischen Zusammensetzung eher den Altarmen der Tieflandsflüsse. Die starke Generalisierung der nationalen Fließgewässertypologie berücksichtigt diese Sonderform eines Mittelgebirgsflusses nicht und kann und sollte dies auch gar nicht leisten. Bei genauerer Betrachtung ließen sich deutschlandweit zahlreiche Abweichungen von der begrenzten Typologie finden, die eine Ausweisung neuer (Sub-)Typen rechtfertigen würden. Dies würde jedoch die Anzahl der Fließgewässertypen stark vergrößern und den ursprünglichen Zweck der Typologie *ad absurdum* führen. Die Beibehaltung der gegenwärtigen Typologie bedeutet jedoch auch, dass die darauf aufbauenden Bewertungsverfahren – vor allem das hier untersuchte PERLODES-Verfahren – nur dann uneingeschränkt anwendbar sind, wenn der zu bewertende Gewässerabschnitt auch tatsächlich der Typcharakteristik entspricht. Dies eröffnet Lücken im Bewertungssystem, die momentan nicht geschlossen werden können. Ein möglicher Ansatz wäre es, ein separates Bewertungsverfahren für Auengewässer zu entwickeln, welches die typischen Gewässertypen vom periodisch durchströmten Seitenarm bis zum Altwasser angemessen berücksichtigt. Erste Ideen hierfür finden sich in LÜDERITZ ET AL. (HRSG.) (2009: 91ff.), allerdings ist der dort vorgestellte semi-quantitative Ansatz noch weit von einer Bewertung der ökologischen Zustandsklasse im Sinne der EU-WRRL entfernt. Die Forderung nach einer angepassten Bewertungsmethode bedingt darüber hinaus eine eigene Auengewässertypologie. Einer „harten“ Typisierung von Auengewässern stehen jedoch die grundlegenden Abgrenzungsschwierigkeiten zwischen permanent durchströmten Fließgewässern und isolierten Altwässern entgegen. LÜDERITZ ET AL. (HRSG.) (2009) führen darüber hinaus die natürliche Alterung von Auengewässern als grundlegendes Problem einer morphologischen und faunistischen Bewertung an.

Neben der Unzulänglichkeit der Fließgewässertypologie und des PERLODES-Verfahrens war die seit der Renaturierung verstrichene Zeit von großer Bedeutung für die Bewertung des ökologischen Zustands. Dies haben auch andere Studien für verschiedene Renaturierungsmaßnahmen belegt. So identifizierten JÄHNIG ET AL. (2008b) den Zeitraum seit der Renaturierung als wesentlichen Parameter für die Zusammensetzung des Makrozoobenthos'. Auch LORENZ (2008: 65) konnte in vor Kurzem renaturierten Gewässerabschnitten

eine schlechtere Bewertung als in nicht renaturierten Vergleichsabschnitten feststellen, während länger zurück liegende Renaturierungsmaßnahmen besser bewertet wurden. SUNDERMANN ET AL. (2009) haben in der Lahn oberhalb der Ohmmündung und in anderen Gewässern trotz einer renaturierungsbedingten Zunahme der Strömungs-, Tiefen- und Substratvielfalt ebenfalls eine schlechtere Bewertung der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos' ermittelt. Andere Qualitätskomponenten (z.B. die Fischfauna) reagierten rascher auf die morphologischen Aufwertungen und zeigten eine Verbesserung der Gewässergüte an. Dies verdeutlicht, dass für ein umfassendes und repräsentatives Monitoring eine wiederholte Beprobung mehrerer Organismengruppen unerlässlich ist.

Die Ergebnisse des chemisch-physikalische Messprogramms untermauern die faunistischen Befunde. Die Seitenarme eignen sich aufgrund einer erhöhten Wassertemperatur und eines niedrigeren Sauerstoffgehaltes kaum als Lebensraum für die rheophilen Arten des Makrozoobenthos', die laut der Referenzartenliste in einem Gewässer vom Typ der Lahn vorkommen sollten (siehe Kap. 14.5).

Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit können die eigendynamischen Renaturierungen in den Gebieten „Auf der Weide“ und „Cappeler Fischerwiese“, sowohl aus morphologischer (Gewässerstrukturgüte und TRiSHa-Kartierung) als auch aus faunistischer Sicht (Makrozoobenthosuntersuchungen) als erfolgreich angesehen werden. Innerhalb weniger Jahre haben sich in den neu geschaffenen Seitenarmen strukturreiche und vielfältig besiedelte Lebensräume entwickelt, die jene des Hauptlaufs der Lahn ergänzen und somit die Gesamthabitat- und artenvielfalt erhöhen. Der kostengünstige Ansatz der eigendynamischen Fließgewässerrenaturierung kann somit als geeignet angesehen werden, um den ökologischen Zustand der Lahn innerhalb des zeitlichen Rahmens der EU-WRRL zu verbessern.

Basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen über die beiden realisierten Renaturierungsmaßnahmen kann auch eine Empfehlung für das noch nicht renaturierte Gebiet „Gisselberger Straße“ getroffen werden. Die Lahn ist in diesem Bereich durch ein flaches, breites Bett und eine hohe Strömungsvielfalt gekennzeichnet. Dies sind ideale Voraussetzungen für eine eigendynamische Gewässerentwicklung. Die existierenden Überlegungen, in diesem Bereich eine Furkation anzulegen sowie das Gebiet an den oberhalb gelegenen Lahnabschnitt „Auf der Weide“ im Sinne eines Biotopverbundes anzuschließen, können auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungsergebnisse eindeutig unterstützt werden. GEIGER (2008: 51ff.) führt für das Gesamtgebiet von der „Weide“ bis zur „Gisselberger Straße“ folgende Maßnahmen an, die zur Schaffung eines wertvollen Biotopkorridors führen könnten:

- Entfernung der Parkplätze aus den Auenbereichen im Gebiet „Auf der Weide“;
- Verlegung des Campingplatzes südlich des Gebietes „Auf der Weide“, um Raum für eine umfangreichere Entfesselung der Lahn zu schaffen;
- Umsetzung der im Landschaftsplan Mitte festgelegten Maßnahmen (Entwicklung einer Weichholzaue, Aufwertung der Ufersäume, Veränderungen des Gewässer- und Auenquerschnitts, Nutzungsextensivierungen)
- Reaktivierung des im Zuge des Baus der Bundesstraße B3 verlegten Lahnbettes im Bereich Gisselberg

Es ist zu erwarten, dass sich die schon heute große Struktur- und Habitatvielfalt durch diese Maßnahmen noch weiter verbessern würde, wodurch sich dieser Lahnabschnitt zu einem der wertvollsten Bereiche der Lahn unterhalb Marburgs entwickeln könnte. Hinzu kommt, dass durch eine geschickte Maßnahmenplanung neben der Schaffung einer stadtnahen „Flusslandschaft mit hoher Naturnähe“ (GEIGER 2008: 51) auch ein attraktiver Naherholungsraum entstehen könnte (z.B. in Form eines Lahn-Freibades) (GEIGER 2008: 55).

15.6 Hypothesenüberprüfung

Grundlage der vorliegenden Arbeit waren fünf Hypothesen, die im Folgenden überprüft werden sollen.

1. **Es lassen sich Zusammenhänge zwischen der Gewässermorphologie und der Besiedelung durch das Makrozoobenthos feststellen.**

Es konnten im Zuge der Auswertungen sehr deutliche Zusammenhänge zwischen der Mikromorphologie des Gewässerbettes und der Besiedelung durch das Makrozoobenthos festgestellt werden. Die Taxa des Makrozoobenthos zeigten klare Präferenzen hinsichtlich aller untersuchten Parameter (Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Sohlsubstrate, Anteil organischen Materials, Mikrohabitate), wobei die Zusammenhänge auf Artniveau am größten waren.

2. **Diese Zusammenhänge sind hinsichtlich der Beziehung Gewässerstrukturgüte-Makrozoobenthos weniger stark ausgeprägt als hinsichtlich der Beziehung Gewässerbettmorphologie-Makrozoobenthos.**

Es wurden auch zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem Makrozoobenthos Zusammenhänge aufgezeigt. Diese sind allerdings nur bei der Unterscheidung in strukturreiche und -schwache Untersuchungsabschnitte nachweisbar. Bei einer größeren räumlichen Auflösung (Betrachtung der Kartierabschnitte) lassen sich die Daten der Gewässerstrukturgüte kaum noch mit den tatsächlichen Gegebenheiten der Gewässerbettmorphologie in Einklang bringen und die Zusammenhänge zu der aquatischen Fauna sind nur schwach ausgebildet.

3. **Die Umsetzung der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen führt zu deutlichen Veränderungen der Gewässerbettmorphologie und der Besiedelung durch das Makrozoobenthos.**

Auch diese Hypothese konnte bestätigt werden. Die renaturierten Seitenarme weisen eine Substratzusammensetzung auf, die sich grundlegend von jener des Hauptlaufs unterscheidet und sind zudem durch eine kleinteilige Mosaikstruktur charakterisiert. Das Angebot andersartiger Lebensräume wird durch das Makrozoobenthos gezielt wahrgenommen, so dass sich auch die aquatischen Lebensgemeinschaften der Seitenarme deutlich von denen des Hauptlaufs unterscheiden.

4. **Diese gewässerbettmorphologischen Veränderungen führen zu einer morphologischen und faunistischen Aufwertung der renaturierten Gewässerabschnitte**

Diese Hypothese konnte nur teilweise bestätigt werden. Zwar führten die Renaturierungen zu einer Erhöhung sowohl der strukturellen Diversität der Lahn als auch der Artenvielfalt, erhöhten die Prozessdynamik des Gewässersystems und die Seitenarme stellen Rückzugsräume für die aquatische Fauna dar, doch drückt sich diese Vielfalt und ökologische Wertigkeit nicht in der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse nach der offiziellen Bewertungsmethodik aus. Um die tatsächlich realisierte Aufwertung der untersuchten Lahnabschnitte auch in Form einer ökologischen Güteklasse dokumentieren zu können, bedarf es einer Anpassung der Bewertungsmethodik.

5. Die Art der Renaturierungsmaßnahmen ist geeignet, die Zielvorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen.

Nach der ersten Wiederholung der Mikromorphologiekartierung im Jahr 2007 sah es so aus, als würde die Geschwindigkeit der eigendynamischen Gewässerentwicklung nur unter besonders günstigen Rahmenbedingungen zu einer raschen Verbesserung der strukturellen Güte führen. Trotz eines fünfzigjährigen Hochwasserereignisses konnte in jenen Seitenarmbereichen, die stark strömungsberuhigt waren, kaum eine eigendynamische Entwicklung nachgewiesen werden. Dies führte zu dem Schluss, dass der Ansatz der eigendynamischen Gewässerentwicklung in Gewässerabschnitten mit einer geringen Grunddynamik (z.B. in rückstaubeeinflussten Bereichen) innerhalb eines vertretbaren Zeitrahmens nicht zu einer ausreichenden Aufwertung führen könnte. Die nochmalige Wiederholung der Kartierung in einem Jahr ohne Hochwassereinfluss (2008) zeigte jedoch, dass in den Seitenarmen, anders als im Hauptlauf der Lahn, die hochwasserinduzierte Dynamik nur einen Teil der Gesamtdynamik ausmacht. Die beobachteten Veränderungen waren in den Seitenarmen sogar größer gewesen als in dem hochwasserreichen Vorjahr. Basierend auf diesen Erkenntnissen kann davon ausgegangen werden, dass unabhängig vom Auftreten bedeutender Hochwasserereignisse innerhalb weniger Jahre signifikante Aufwertungen renaturierter Gewässerabschnitte erzielt werden können. Je natürlicher das Abflussverhalten des betreffenden Abschnitts, desto rascher und positiver vollzieht sich die eigendynamische Gewässerentwicklung. Doch selbst in stauregulierten Bereichen ist mit deutlichen Verbesserungen zu rechnen. Die Hypothese konnte demnach bestätigt werden und der Ansatz der eigendynamischen Gewässerentwicklung kann für weitere Renaturierungsvorhaben an der Lahn uneingeschränkt empfohlen werden.

15.7 Offene Fragen und Ausblick

Trotz der großen methodischen Vielfalt und der intensiven Analysen, die der vorliegenden Arbeit zu Grunde liegen, war es nicht möglich, alle relevanten Aspekte in ausreichender Tiefe abzudecken. Daher müssen die folgenden Fragen offen bleiben und Ansatzpunkte für zukünftige Forschungsarbeiten bieten.

- Es ist im Rahmen dieser Arbeit nicht gelungen, die Ergebnisse der beiden Methoden der Gewässerstrukturgütekartierung und der Mikromorphologiekartierung nach dem TRiSHa-Verfahren vollständig auf die jeweils andere Skala zu übertragen. Das Ziel der Entwicklung eines Moduls, welches auf der TRiSHa-Kartierung basiert und

in die Gewässerstrukturgütebewertung einfließen könnte, wurde somit ebenso wenig erreicht wie der umgekehrte Weg. Vor allem dieser zweite Weg wäre für die behördliche Praxis hilfreich, um auch ohne die vergleichsweise aufwändige TRiSHa-Kartierung von der Gewässerstrukturgüte direkt Rückschlüsse auf das Makrozoobenthos und damit die ökologische Güte eines Gewässerabschnitts ziehen zu können. Für die untersuchten Bereiche der Lahn war die Übertragbarkeit der Strukturgütedaten auf die Gewässerbettmorphologie und damit auf die Mikrohabitatstrukturen und die aquatische Fauna kaum möglich. Dies muss jedoch nicht bedeuten, dass dieser Zusammenhang nicht existiert. Für kleinere Fließgewässer wurde bereits erfolgreich von der Gewässerstrukturgüte auf das Makrozoobenthos geschlossen (vgl. VÖLKER 2008), für die Lahn konnte dies im Rahmen dieser Arbeit noch nicht ausreichend überprüft werden.

- Im Zuge der Ausarbeitung des TRiSHa-Verfahrens wurde eine Habitattypologie entwickelt, die auf Basis klarer Regeln für jeden Anwender erweiterbar ist. Damit wird der Anspruch erhoben, das TRiSHa-Verfahren und die Habitattypologie als Grundlage für die Beprobung des Makrozoobenthos' und für gewässermorphologische Fragestellungen auch außerhalb der drei Untersuchungsgebiete anwenden zu können. Bislang konnte dieses neu entwickelte Instrumentarium jedoch noch nicht in anderen Fließgewässern erprobt werden. Als sinnvoll wird insbesondere erachtet, Fließgewässer anderer Typen zu analysieren, um das Verfahren zu verifizieren und zu verfeinern.
- Die Analyse des Makrozoobenthos' konzentrierte sich stark auf die EPT-Fauna. Dort zeigte sich auf Artniveau erwartungsgemäß ein erheblich höherer Grad der Spezialisierung als auf der Ebene der Gattungen, Familien oder Ordnungen. Um die Zusammenhänge zwischen der Gewässerbettmorphologie und dem Makrozoobenthos noch intensiver studieren zu können, wäre es in zukünftigen Forschungsarbeiten sinnvoll, auch andere taxonomische Ordnungen intensiver auszuwerten. Speziell die Zuckmückenlarven und die Wassermilben, die in allen Untersuchungsgebieten weit verbreitet und in hohen Individuendichten nachgewiesen wurden, hätten auf Artniveau einen zusätzlichen Erkenntnisgewinn liefern können.
- Das chemisch-physikalische Messprogramm lieferte aufgrund der geringen zeitlichen Auflösung lediglich eine ungefähre Charakteristik der Renaturierungsbereiche. Für die Einordnung faunistischer Untersuchungen könnten höher aufgelöste Messungen (Tagesgänge) der Wassertemperatur und des Sauerstoffgehaltes vor allem während der Sommermonate aussagekräftiger sein als die vorliegenden Monatswerte.

16. Summary and Conclusions

This chapter outlines the results of the four methodical blocks and the evaluation of the revitalisation success. Furthermore, recommendations for future revitalisation measures are presented and the initial hypotheses are checked.

16.1 Mapping of the structural river quality

The overall river structure quality at the time of mapping in 2006 was rated mostly as moderately to strongly degraded, but at the same time, important differences between the three study sites were detected as well. The structural quality showed strong connections to the flow characteristics and to the location within the floodplain.

The higher the current velocity and the diversity of different velocities was, the higher the structural quality was rated, which reflects the importance of flow induced dynamic processes. The study site with a dominant impact of a downstream weir on the flow characteristics was rated especially poor. This indicates the negative effect of backwaters on the process dynamics.

The location within the floodplain was equally important, as the revitalised river branches received much higher ratings than the main channel, which showed only punctual improvements by the revitalisation measures.

The overall negative impairments at all three study sites were the deep riverbed of the main channel, the bank reinforcements and the hampered functionality of the floodplain (intensive land use and flood protection dams). The structural highlights on the other hand were the typical and old trees flanking the river on both banks.

The modified mapping method based on BLAW (EDs.) (2002) provided far more realistic results in a higher spatial resolution than the standard method (LAWA (EDs.) 2000). This approach is thus a valid alternative for specific research questions.

16.2 TRiSHa - mapping of the riverbed structure

The results of the detailed mapping of the riverbed morphology clearly shows the influence of the downstream weir, too. The closer the study sites were to the weir, the more deviated was their substrate composition from the typical mountain stream rubble and rock bed. Instead of coarse sediments, finer substrates like sand and fine gravel and organic mud dominated the riverbed. The study sites without much flow impairment on the other hand were characterized by typical substrates and pool-riffle sequences.

Even bigger differences were detected between the main channel and the revitalised branches. The latter were characterised by shallow riverbeds, low current velocities, a dominance of fine substrates (sand and clay) and a very high heterogeneity of the microhabitats, while the main channel was more homogeneous and the structural diversity was mostly limited to the river banks.

The analysis of the temporal dynamic showed that the riverbed dynamic in the main channel is dependant from the average current velocity. The backflow influenced study sites were much more stable and stayed mostly unchanged even after a major flood event. The revitalised branches on the other hand were characterised by a lesser substrate dynamic

but a larger habitat dynamic, caused by natural succession processes. While rare flood events seem to be the driving forces behind the riverbed dynamics in the main channel, the revitalised branches are characterised by continuous change and thus are overall more dynamic.

The revitalised study sites thus show a higher spatial and temporal dynamic than the main channel sites, which increases their ecological value.

16.3 Analysing the macrozoobenthos

The macroinvertebrate fauna of the river Lahn is very diverse and spatial heterogeneous distributed. 91.6% of the total 118 taxa were found in at most one third of all samples and only 2.5% could be characterised as consistent and abundant in their detection. Caddisflies, dipterans and mayflies showed the biggest taxa richness while shellfishes were overall most abundant.

The autecological information of all taxa revealed, that most taxa prefer coarse substrates, high current velocities and the longitudinal region of the Epipotamal. Among the feeding types, predators, grazers and collectors were dominant, which is in accordance to the reference conditions of this river type. Deviations from the reference can be found in the large proportion of taxa that are typical for the Litoral of standing water bodies.

The spatial distribution of the taxa was controlled by the micromorphological characteristic of the riverbed. The deepest parts of the river showed the highest abundance, while the shallow regions contained the most taxa. The current velocity differentiated the macrozoobenthos even more, with the maximum taxa richness in low velocity samples and the most individuals in the high velocity samples.

The substrates led to further distinction. The coarse substrates showed the highest abundance and taxa richness while in anthropogenic and clay habitats only few individuals were found. Samples dominated by macrophytes and mud had the maximum animal density, while gravel, sand and anthropogenic habitats had the most taxa.

Most taxa were specialised on different substrates and habitats (resulting in abundances ranging from 1'000 to 5'000 Ind./m²) and even the most ubiquitous taxa showed major fluctuations of their abundance between different substrate types. The *Coleoptera* clearly preferred the anthropogenic habitats, while the *Megaloptera* focussed on muddy habitats. The EPT-fauna (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*) showed preferences for the gravel and rock habitats. 44.9% of all taxa were found in at least 25% of the habitat types and 24.6% were found in only one habitat type.

However, all study sites were dominated by a few abundant taxa (*Gammarus roeseli*, *Tubificidae* Gen. sp., *Hydrocarina* sp., *Baetis* sp., *Chironomini* Gen. sp., *Corixidae* Gen. sp.), which means, that the recorded diversity is limited to the majority of the low-abundance taxa.

There were major differences between the ten study sites as well. No site contained more than 50% of all taxa. The *Acari*, *Coleoptera*, *Heteroptera*, *Ephemeroptera* and *Oligochaeta* were recorded in similar abundances in all sites, while the *Crustacea* and *Diptera* preferred individual study sites and some taxonomic groups (*Hirundinea*, *Turbellaria*, *Megaloptera* and *Mollusca*) were recorded only at specific sites.

The EPT-fauna, which was determined up to the species level, traced the differences between main channel and branch sites and between the three research areas especially

well. Almost all EPT species preferred individual sites and those distinctions were visible even on the genus and family level.

16.4 Chemical-physical measurements

The triannual measurement programme revealed many differences between the three study sites as well as between the main channel and the revitalised branches. These disparities however were not as distinct as the differences shown for the morphology and the macrozoobenthos.

The study site „Auf der Weide“ was characterised by the highest oxygen and the lowest sulphate concentration, while the site „Gisselberger Straße“ showed the lowest water temperature and the „Cappeler Fischerwiese“ was defined by the lowest oxygen concentration and the highest water temperature and conductivity.

The revitalised branches showed higher water temperatures, lower oxygen concentrations and a stronger fluctuation of most parameters than the main channel. This means that only taxa with higher tolerances for stressful situations (e.g. very low oxygen concentrations during the low discharge summer month) can compete in these locations. Rheophil taxa on the other hand are less likely to be found in the revitalised branches. The results of the physiochemical measurement programme thus confirm the faunistic findings from this study.

15.5 Success of the restoration measures

Two goals of this study were, to evaluate the success of the revitalisation measures „Auf der Weide“ and „Cappeler Fischerwiese“ as well as to assess the site „Gisselberger Straße“ in regard to a possible revitalisation.

The overall structural quality of the revitalised river stretches was improved by more than one quality class. Extensive self-reinforced developments were recorded at both sites in the riverbed as well as in the floodplain. During the five years of scientific monitoring, an area-wide alluvial forest grew where the relief was suitable.

The development goals were achieved. The main channel however, showed only punctual improvements, because of the bank fortifications, the flood protection dams and the weirs, that are impairing the flow dynamics, that are still intact.

The micromorphological mapping of the riverbed structures and habitats revealed an increase of the number of different habitats in the revitalised study sites. Especially sand and clay dominated habitats were more abundant in the river branches than in the main channel, providing more diverse living conditions for the aquatic fauna. The revitalised branches were characterised by a spatial and temporal mosaic structure of different substrates and habitats, resulting in an overall greater heterogeneity and dynamic of the river Lahn.

The temporal dynamic of the riverbed structures in the main channel of the Lahn is bound to major flood events while the revitalised branches showed an even higher dynamic in years without floodings. Based on the morphological results, it can be estimated, that the self-reinforced development in the branches reaches a stable state after approximately ten years.

The assessment of the ecological quality with the ASTERICS software resulted in a mostly

„good“ saprobic value but a „bad“ evaluation of the „general degradation“ and the „ecological quality class“. The revitalised branches were because of their potamal character among the worst study sites – despite their superior morphological and faunistic diversity and heterogeneity.

The bad results of the PERLODES evaluation method do not reflect in this case true deficits but the inapplicability of the reference concept and the official river typology with its type specific taxa lists and core metrics.

Based on the evaluation of the two revitalised study sites, a positive recommendation can be made for the not yet revitalised site „Gisselberger Straße“. The river Lahn is characterised by a broad and shallow bed with a high flow diversity. Major improvements and self-reinforced development dynamics can be expected under these ideal circumstances, so that this river stretch has the potential to become one of the most valuable in Marburg's surroundings.

16.6 Evaluation of the hypotheses

This study was based on the following five hypotheses:

1. Connections between the river morphology and the aquatic fauna (the macrozoobenthos) can be detected.

Significant connections were identified between the micromorphology of the riverbed and the macrozoobenthos. The benthic taxa showed preferences for all analysed parameters (current velocity, water depth, riverbed substrates, organic matter and microhabitats).

2. These connections are stronger for the relationship between the micromorphological riverbed structure and the macrozoobenthos than between the overall river structural quality and the macrozoobenthos.

Connections were found between the macrozoobenthos and the overall structural quality as well. But these were only detectable on a heavily generalized scale. On the microscale, it was not possible to correlate the overall river structure and the micromorphology of the riverbed.

3. The analysed revitalisation measures caused significant changes of the riverbed structure and the benthic animal community composition.

This hypothesis was verified, as the morphological structure and the fauna of the revitalised study sites deviated clearly from the main channel characteristics.

4. These changes lead to an morphological and faunistic improvement of the study sites.

This hypothesis could only partly be verified. Though the revitalisation led to an improvement of the structural and faunistic diversity and dynamic, these improvements do not show in the evaluation of the ecological quality after the PERLODES method. In order to

achieve a proper assessment, that is reflecting the actual quality of the revitalised river stretches, the official method has to be modified.

5. The cost-effective kind of revitalisation measure is well suited to reach the aims of the WFD.

Based on the results from this study, the cost-effective approach of the self-reinforced river development can be approved. Even without major flood events as the driving forces of a dynamic development, fundamental improvements can be achieved within a few years. The anthropogenic impairment of the natural discharge characteristics hampers this development, but success is possible even in river stretches with a strong backwater impact.

IV. Teil – Quellenverzeichnis

- ABÓS, C.P., LEPORI, F., McKIE, B.G. & MALMQVIST, B. (2006): Aggregation among resource patches can promote coexistence in stream-living shredders; S. 545-553 In: *Freshwater Biology* (2006) 51; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- AD-HOC-AG BODEN (HRSG.) (2005⁵): *Bodenkundliche Kartieranleitung – 5. verbesserte und erweiterte Auflage*; 438 S.; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ALTEMÜLLER, M.J. & HERING, D. (1987): Die Lahninsel „Auf der Weide“ – ein wertvolles Biotop inmitten von Marburg – Antrag zur Unterschutzstellung; 12 S., Marburg (unveröffentlicht).
- AQEM-KONSORTIUM (HRSG.) (2002): *Determination Literature for Benthic Macroinvertebrates*; 71 S.; o.O.
- BANNING, M. (2007): *Das Makrozoobenthos in hessischen Fließgewässern – Ergebnisse aus dem vorgezogenen Monitoring zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie*; HLUG Bericht; 35 S.; Wiesbaden.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. (1999): *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadable Rivers – Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish – Second Edition*; 339 S.; United States – Environmental Protection Agency; Washington, D.C.
- BATZER, D.P., PALIK, B.J. & BUECH, R. (2004): Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota; S. 50-68; In: *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 23, No.1; o.O.
- BATZER, D.P., DIETZ-BRANTLEY, S.E., TAYLOR, B.E. & DeBIASE A.E. (2005): Evaluating regional differences in macroinvertebrate communities from forested depressional wetlands across eastern and central North America; S. 403-414; In: *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 24, No.2; o.O.
- BAUR, W. H. (1998³): *Gewässergüte bestimmen und beurteilen*; 209 S., Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- BEAUGER, A., LAIR, N., REYES-MARCHANT, P. & PEIRY, J.-L. (2006): The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics; S. 63-76; In: *Hydrobiologia* (2006) 571; Springer.
- BECKMANN, M. (2002): *Auswirkungen des Rheinhochwassers auf das Makrozoobenthos seiner Zuflüsse*; 96 S.; Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G., UEBE, R. (1999): *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands; Kurzfassung*; 8 S., UBA-Texte 75/99; Berlin.

- BENDER, M. (2004): Anforderungen an die Öffentlichkeitsbeteiligung aus Sicht von Naturschutzverbänden; 28 S., Vortrag im Rahmen der Tagung „Umsetzung der WRRL in Europa und NRW – Status Quo und Perspektiven, 12. und 13. Januar 2004; Berlin.
- BENKE, A. C. & WALLACE, J. B. (2003): Influence of Wood on Invertebrate Communities in Streams and Rivers; S. 149-177; In: GREGORY, S., BOYER, K. & GURNELL, A. (HRSG.) (2003): The ecology and management of wood in world rivers; 431 S.; American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- BERNHARDT, E.S., PALMER, M.A., ALLAN, J.D., ALEXANDER, G., BARNAS, K., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C., FOLLSTAD-SHAH, J., GALAT, D., GLOSS, S., GOODWIN, P., HART, D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KATZ, S., KONDOLF, G.M., LAKE, P.S., LAVE, R., MEYER, J.L., O'DONNELL, T.K., PAGANO, L., POWELL, B. & SUDDUTH, E. (2005): Synthesizing U.S. River Restoration Efforts; S. 636-637; In: Science Vol. 308; HighWire Press, Palo Alto.
- BEURER, M. (1997): Untergrundverhältnisse im Bereich der Lahn-Altarm-Renaturierung in Marburg-Cappel, Kreis Marburg-Biedenkopf – Gutachten des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung im Auftrag des Magistrats der Universitätsstadt Marburg, Amt für Grünflächen, Umwelt und Naturschutz; 9 S.; Wiesbaden (unveröffentlicht).
- BIRK, S. (2003): Überblick über die Methoden zur Fließgewässerbewertung in Europa; S. 109-113; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.
- BISS, R., KÜBLER, P., PINTER, I. & BRAUKMANN, U. (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland; Kurzfassung, 5 S., UBA-Texte 62/02; Karlsruhe.
- BLACK, R.W., MUNN, M.D. & PLOTNIKOFF, R.W. (2004): Using macroinvertebrates to identify biota-land cover optima at multiple scales in the Pacific Northwest, USA; S. 340-362; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 23, No. 2; o.O.
- BLAW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (2002): Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur – Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung; 92 S., München.
- BLÖCH, H. (2005): The EU Water Framework Directive: water protection for generations to come; Vortrag auf der Tagung „Umsetzung der WRRL in Europa und NRW – Status Quo und Perspektiven“; 12. und 13. Januar 2005, Berlin.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland; 68 S.; Berlin
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (2007): Themenpapier – Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Deutschland; Berlin.
- BOHLE, H.W. (1995): Limnische Systeme – Spezielle Ökologie; 267 S.; Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York.

- BÖHME, D. (2005): Zur qualitativen Vorhersagbarkeit von Referenzbiozönosen anhand regional präziser Fließgewässertypen; S. 30; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.
- BÖHMER, J. (2005): Ökologische Aussagen und Interpretationsmöglichkeiten von biologischen Kenngrößen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach der Wasserrahmenrichtlinie; S. 31; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.
- BÖHMER, J., RAWER-JOST, C., ZENKER, A., MEIER, C., FELD, C.K., BISS, R. & HERING, D. (2004): Assessing streams in germany with benthic invertebrates – Development of a multi-metric invertebrate based assessment system; S. 416-432; In: *Limnologica* (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- BOHN, C., GRETZSCHEL, O., HIRSCHFELD, J., NISCHWITZ, G., PÖPPERL, R. & SCHMIDT, G. (2003): Limnologisch-faunistische und vegetationskundliche Methoden; In: *Flumagis TN2 – Methoden und Modelle*; 3-35, o. O.
- BORCHARDT, D. (1998): Zielsetzungen einer ökologischen Wasserwirtschaft; In: *Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten*; S. 119-141; Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 51; 683 S.; R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- BORCHARDT, D. (2005): Anhörung zu dem Gesetzentwurf der Landesregierung für ein Hessisches Wassergesetz; 8 S., Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Kassel.
- BORCHARDT, D. & PUSCH, M. (HRSG.) (2009): The ecology of the hyporheic zone of running waters – Patterns, processes and bottleneck functions; 224 S.; In: *Advances in Limnology* 61; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BORCHARDT, D., KÜLLMAR, I., PETSCHOW, U. & DEHNHARDT, A. (2004): Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland – Case Studies on Heavily Modified Waters in Germany; 676 S.; UBA-Texte 16/04, Berlin.
- BOYERO, L. (2003): The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages; S. 161-168; In: *Hydrobiologia* (2003) 499; Kluwer Academic Publishers.
- BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in german streams by using benthic macroinvertebrates; S. 433-450; In: *Limnologica* (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- BUCHHOFER, E. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Geographischer Überblick; S. 6-8; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).

- BUND HESSEN – LANDESGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2004): Stellungnahme des Bund Umwelt und Naturschutz (BUND) Landesverband Hessen e.V. zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen – Bestandsaufnahme; Teil B – Flussgebietseinheiten; 26 S., Frankfurt.
- BUTTSCHARDT, T. K. (1994): Ökomorphologische Fließgewässerbewertung und ihre Bedeutung für die Biotopverbundplanung - am Beispiel des Kraichgau; In: MEURER, M. (HRSG.) (1994): Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie; Heft 3; 86 S., Karlsruhe.
- CARDINALE, B.J., GELMANN, E.R. & PALMER, M.A. (2004): Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of Hydropsyche on benthic substrate stability; S. 381-387; In: BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY (HRSG.) (2004): Functional Ecology (2004) 18; London.
- CARDINALE, B.J., HILLEBRAND, H. & CHARLES, D.F. (2006): Geographic patterns of diversity in streams are predicted by a multivariate model of disturbance and productivity; S. 609-618; In: BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY (HRSG.) (2004): Journal of Ecology (2006) 94; London.
- CHADWICK, M.A. & HURYN, A.D. (2003): Effect of a whole-catchment N addition on stream detritus processing; S. 194-206; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 22, No. 2; o.O.
- CIS WORKING GROUP ECOSTAT (HRSG.) (2003): Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential; 47 S.; Rome.
- CLAUSSEN, U., COHORS-FRESENBORG, D., IRMER, U., LEONHARDT, H., MARKARD, C., RECHENBERG, J., SCHMITZ, E. & WOLTER, R. (2000): Environmental Quality Objectives and Action Targets for Water Protection – Status Report and Prospects; Kurzfassung; 4 S.; UBA-Texte 56/00; Berlin.
- CONACHER, A. (2002): A Role for Geomorphology in Integrated Catchment Management; S. 179-195; In: Australian Geographical Studies, 40(2); Wiley-Blackwell, Queensland.
- CONNOLLY, N.M., CROSSLAND, M.R. & PEARSON, R.G. (2004): Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence and drift of tropical stream macroinvertebrates; S. 251-270; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 23, No. 2; o.O.
- CONZE, K.J. (1999): Faunistische Untersuchungen zur Effizienzkontrolle im Gewässerrenaturierungsprogramm 1999; 5 S.; NUA-Seminarbericht, Band 6; Recklinghausen.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I. (2005): Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment; Sl. 169-176; In: Limnologica (2005) 35; Elsevier B.V., Amsterdam.
- DAVIES, C., DAVY-BOWKER, J. & MURPHY, J. (2003): Database selection and overview acquisition of existing data; STAR - 4th deliverable - Standardisation of river classifications – Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive; 14 S.; o.O.
- DEMBINSKI, M., STEGMANN, T. & KÖHLER, S. (2005): Fließgewässerrenaturierung Heute – Forschungen zu Effizienz und Planungsleitfäden – Schmalfelder Au; 50 S.; im Auftrag der

Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg, Fachbereich Bauingenieurwesen, Prof. Dr. Ing. Dickhaut; Hamburg.

DENEKE, R. & NIXDORF, B. (HRSG.) (2002): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite; 159 S.; BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/2002; Cottbus.

DESHON, J. E. (1995): Development and application of the invertebrate community index (ICI): 217-243. In: DAVIS W. S. & SIMON T. P (HRSG.) (2005): Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making; 432; Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

DICKE, M., VAN LOON, J.J.A. & DE JONG, P.W. (2004): Ecogenomics Benefits Community Ecology; S. 618-619; In: Science Vol. 305; HighWire Press, Palo Alto.

DICKHAUT, W. (2005): Fließgewässerrenaturierung Heute – Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis – Abschlussbericht; 120 S.; Hamburg.

DIEHL, H. (2004a): Erfahrungen bei der Gewässerentwicklung und Strukturverbesserung durch Totholz; S.142-154; In: OPP, C. (HRSG.) (2004): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz, Beiträge zum internationalen Jahr des Süßwassers 2003; 320 S.; Marburger Geographische Schriften 140; Marburg.

DIEHL, H. (2004b): Beispiele der Gewässerentwicklung in Mittelhessen durch Renaturierung und Revitalisierung; S. 205-213; In: OPP, C. (HRSG.) (2004): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz, Beiträge zum internationalen Jahr des Süßwassers 2003; 320 S.; Marburger Geographische Schriften 140; Marburg.

DIETRICH, M. & AHRENS, B. (2005): Der Vergleich des Zeitsammelverfahren/ Lebendsortierung im Freiland (DIN 38410) mit dem Multihabitatsampling/ Totsortierung im Labor (modifiziertes AQEM/STAR-Verfahren) in der Praxis: Auswirkungen der verschiedenen Methoden auf die Fließgewässerbewertung nach WRRL anhand des Makrozoobenthos; S. 37; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.

DIETZEL & KORNDER GMBH (HRSG.) (2001): Untergrunduntersuchung im Bereich des Lahners „Auf der Weide“ hinsichtlich Bodenaufbau und Rammpbarkeit; 2 S. Bericht im Auftrag des Magistrats der Universitätsstadt Marburg – Untere Naturschutzbehörde; Marburg (unveröffentlicht).

DIN - DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (HRSG.) (1990a): DIN 38410-2: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Bestimmung des Saprobienindex (M2); Beuth; 18 S. , Berlin.

DIN - DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (HRSG.) (1990b): DIN 38410-2 – Beiblatt 1: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Bestimmung des Saprobienindex (M2) - Bestimmungsliteratur; Beuth; 9 S. , Berlin.

DOMMERMUTH, M., FISCHER, J. & WENDLING, K. (2003): Ökologische Gewässerbewertung nach der EU-WRRL anhand des Makrozoobenthos – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt “Bewirtschaftungsplan Mittelrhein”; S. 157-161; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE

(DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.

DVGW – DEUTSCHE VEREINIGUNG DES GAS- UND WASSERFACHES E.V. (HRSG.) (2001): Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001; 46 S.; Bonn.

EFFENBERGER, M. (2009): Einfluss von Hochwasser-Störungen und biotischen Interaktionen auf die kleinräumige Verteilung von Fließgewässerinvertebraten; S. 12-18; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 607 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.

EFFENBERGER, M., SAILER, G., TOWNSEND, C.R. & MATTHAEI, C.D. (2006): Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates; S. 312-332; In: Freshwater Biology (2006) 51; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.

EGGERS, T.O. & MARTENS, A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands; In: MAUCH, E. (HRSG.) (2001): Lauterbornia – Zeitschrift für Faunistik und Floristik des Süßwassers, Heft 42; 68 S.; Dinkelscherben.

EISELER, B. (2005): Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes; In: MAUCH, E. (HRSG.) (2005): Lauterbornia – Internationale Zeitschrift für Faunistik und Floristik der Binnengewässer Europas, Heft 53; 112 S.; Dinkelscherben.

EUROPÄISCHE UNION (HRSG.) (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 03. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserrichtlinie); Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 330; 23 S., Luxemburg.

EUROPÄISCHE UNION (HRSG.) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie); Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 372; 72 S., Luxemburg.

EUROPEAN COMMISSION (HRSG.) (2003): The Water Framework Directive (WFD) and tools within the Common Agricultural Policy (CAP) to support its implementation; working document; 22 S., Brussels.

FEGGER, K.-H. (2004): Pedologische und geomorphologische Bedingungen und Prozessdynamik in Wassereinzugsgebieten: Bedeutung für den Gewässerschutz im Lichte der EU-Wasserrahmenrichtlinie; S. 3-6; In: LORZ, C. & HAASE, D. (HRSG.) (2004): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten: Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele; Springer-Verlag; 243 S.; Berlin, Heidelberg, New York.

FELD, C.K. (2010): Was haben Fließgewässerfunktionen und Biodiversität miteinander zu tun?; S. 326-331; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), 520 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.

FELD, C.K. & BIS, B. (2003): Was ist der „sehr gute ökologische Zustand“ nach EU-WRRL für mittel-große Sandflüsse des Tieflands?; S. 19-24; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) – Band 1, 437 S.; Eigenverlag der

DGL, Werder.

- FELD, C.K. & PUSCH, M. (1999): Die Bedeutung von Totholzstrukturen für die Makroinvertebraten-Taxocoenose in einem Flachlandfluß des norddeutschen Tieflandes; 6 S.; 11. Westdeutscher Entomologentag, Düsseldorf.
- FINK, M.H., MOOG, O. & WIMMER, R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs; 110 S.; Monographien des Umweltbundesamtes Österreich Nr. 128; Wien.
- FISCHER, F. & SCHAUMBURG, J. (2005): Biologische Gewässerüberwachung im Wandel der Zeit – Umstrukturierung des bisherigen Gewässermonitorings im Hinblick auf die Anforderungen der WRRL; S. 41; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.
- FISCHER, F. (2011): Zuverlässigkeit der Ergebnisse und noch bestehende Unsicherheiten bei der Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer; 59 S.; Vortrag im Rahmen des Seminars Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – Biologie der Fließgewässer und Konsequenzen für die Maßnahmenableitung, 05. April 2011, Kassel.
- FISCHER, J., ERNSTBERGER H., KRAUSE, M., LINNENWEBER, C. & WEPPLER, K. (2003): Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen von Oberflächenwasserkörpern – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt "Bewirtschaftungsplan Mittelrhein"; S. 162-167; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (HRSG.) (1994): Fließgewässertypologie; 226 S., Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- FREDE, H.-G., BACH, M. & RODE, M. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 3 – Flächenbezogene Nutzungen – Landwirtschaftliche Betriebsstruktur; S. 18-19; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- FRIBERG, N., MILNER, A.M., SVENDSEN, L.M., LINDEGAARD, C. & LARSEN, S.E. (2001): Macroinvertebrate stream communities along regional and physico-chemical gradients in Western Greenland; S. 1753-1764; In: Freshwater Biology (2001) 46; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- FRIEDRICH, G. (1998): Integrierte Bewertung der Fließgewässer - Möglichkeiten und Grenzen; In: Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten; S. 35-56; In: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 51; 683 S.; R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- FRIEDRICH, G. (2005): Vortrag im Rahmen der KoBio-Abschluss-Tagung: Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern – Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; 27.-29.04.2005, Leipzig, (unveröffentlicht).
- FRIEDRICH, H. (2005): Vortrag im Rahmen der KoBio-Abschluss-Tagung: Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern – Stand der Forschung zur Umsetzung

der EG-Wasserrahmenrichtlinie; 27.-29.04.2005, Leipzig, (unveröffentlicht).

FRIEDRICH, K. (2005): Mehrfachfunktionen von Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung der Renaturierungsmaßnahme ‚Auf der Weide‘ an der Lahn in Marburg; 76 S.; Diplomarbeit, Fachbereich Geographie, Philipps-Universität Marburg.

GAUL, J. (2005): Bestimmungsschlüssel (Insektenlarven); 3 S.;
WWW.INSEKTENKUNDE.DE

GEIGER, B. (2008): Landschaftsplanerische / Landschaftsökologische Studie zur Entwicklung des Lahnsystems im Auftrag der Stadt Marburg a.d.L.; 89 S.; o.O.

GELLERT, G. & BEHRENS, S. (2010): Biozönotische Maßzahlen am Beispiel der Makrozoobenthosbesiedlung zur Bestimmung der ökologischen Qualität von Fließgewässern aus hydromorphologischer Sicht; S. 230-234; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), 520 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.

GERHARDT, M., SUNDERMANN, A. & HAASE, P. (2010): Welche Parameter bieten den größten Erklärungsgrad für das Vorkommen benthischer Invertebraten?; S. 235-239; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), 520 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.

GERKEN, B. (1992): Fluß- und Stromauen als Ökosysteme – Standortcharakteristika, Lebensgemeinschaften und Sicherungserfordernisse; S. 2-11; In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (HRSG.) (1992): Naturschutz im Elbegebiet – Fachtagung am 10.04.1992 in Dessau; 91 S.; Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Nr. 5/92; Halle (Saale).

GESKE, C., ENGEL, E. & PLACHTER, H. (1997): Typologisierung und Bewertung kleiner Fließgewässer – ein Methodenvergleich; 133 S.; In: HLFU – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (HRSG.) (1997): Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 242; Wiesbaden.

GJERLØV, C., HILDREW, A.G. & JONES, J.I. (2003): Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat templet theory; S. 207-223; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 22, No. 2; o.O.

GLEIM, W. & OPP, C. (2004): Hochwasser und Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Lahn; S. 214-229; In: OPP, C. (HRSG.) (2004): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz, Beiträge zum internationalen Jahr des Süßwassers 2003; 320 S.; Marburger Geographische Schriften 140; Marburg.

GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (2003¹³): Süßwassermollusken – ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland; 134 S.; 13. neubearbeitete Auflage; DEUTSCHER JUGENDBUND FÜR NATURBEOBACHTUNG (HRSG.); Hamburg.

GRABOW, K. (2000): Farbatlas Süßwasserfauna Wirbellose; 288 S.; Ulmer Verlag, Stuttgart.

GREGORY, S., BOYER, K. & GURNELL, A. (HRSG.) (2003): The Ecology and Management of Wood in World Rivers; 431 S.; American Fisheries Society, Symposium 37; Bethesda, Maryland.

- GROLL, M. (2009): Hochwasserinduzierte Gewässerbettdynamik als Antrieb der eigendynamischen Gewässerentwicklung; S. 197-204; In: Naturschutz und Landschaftsplanung, Heft 7/2009, 41. Jg; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- GROLL, M. & OPP, C. (2007): Gewässerbettmorphologie und Habitate in einem renaturierten Abschnitt der Lahn – Exemplarische Anwendung des TRiSHa-Verfahrens; S. 369-376; In: Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (12); Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- GUNKEL, G. (HRSG.) (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer – ökologische und ingenieurtechnische Grundlagen; 472 S.; Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GUTZEIT, J., JÄHNIG, S. & LORENZ, A. (2006): Vergleich der Hydromorphologie an verzweigten und unverzweigten voralpinen Fließgewässern im Piemont/Norditalien – Aufbereitung und Auswertung der Daten mittels GIS; S. 55-59; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 500 S.; Weißensee Verlag, Werder.
- HAASE, P. & BÖHMER, J. & HERING, D. (2003): Verbundprojekte zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (Qualitätskomponente: Makrozoobenthos); S. 9-12; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) – Band 1, 437 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.
- HAASE, P. & SUNDERMANN, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern – Abschlussbericht 2. Projektjahr; 88 S.; Forschungsinstitut Senckenberg, Biebergemünd.
- HAASE, P., LOHSE, S., PAULS, S., SCHINDEHÜTTE, K., SUNDERMANN, A., ROLAUFFS, P. & HERING, D. (2004a): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates – development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting; S. 349-365; In: Limnologica (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- HAASE, P., PAULS, S., SUNDERMANN, A. & ZENKER, A. (2004b): Testing different sorting techniques in macroinvertebrate samples from running waters; S. 366-378; In: Limnologica (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- HAASE, P., SUNDERMANN, A., FELD, C., HERING, D., LORENZ, A., MEIER, C., BÖHMER, J., RAWER-JOST, C. & ZENKER, A. (2004c): Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos); Abschlussbericht 2. Projektjahr; 101 S.; Forschungsinstitut Senckenberg, Biebergemünd.
- HAASE, P., SUNDERMANN, A., HERING, D., KORTE, T., MEIER, C., BÖHMER, J. & ZENKER, A. (2004d): Anwendung und Erprobung neu entwickelter Verfahren zur Fließgewässerbewertung (Makrozoobenthos); Abschlussbericht; 86 S.; Forschungsinstitut Senckenberg, Biebergemünd.
- HANSJÜRGENS, B. (2004): Die-EU-Wasserrahmenrichtlinie in ihrer Bedeutung für die Forschung zu mesoskaligen Einzugsgebieten; S. 129-134; In: LORZ, C. & HAASE, D. (HRSG.) (2004): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten: Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele; Springer-Verlag; 243 S.; Berlin, Heidelberg, New York.

- HANTSCHMANN, M. (2003): Untersuchungen zur Ökologie eines kleinen, stadtnahen Fließgewässers; 127 S.; Diplomarbeit am Institut für Geographie der Universität Leipzig (unveröffentlicht).
- HASCH, B. & JESSEL, B. (2004): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Flussauen – Möglichkeiten der Zusammenarbeit von Naturschutz und Wasserwirtschaft; S. 229-236. In: Naturschutz und Landschaftsplanung – Zeitschrift für angewandte Ökologie; 36. Jg. 8/2004; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- HAYBACH, A., SCHÖLL, F., KÖNIG, B. & KOHMANN, F. (2004): Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers; S. 451-459; In: Limnologica (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- HEIN, M. & BIRNBACHER, O. (2004): Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Fische und Rundmäuler der Wörpe – Untersuchungsbericht zur Effizienzkontrolle; 40 S.; Untersuchung im Auftrag der Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg, Projektleitung durch den Fachbereich Technische und Angewandte Biologie der Hochschule Bremen; o.O.
- HEINE, K. (2001): Fließgewässer und Flußauen – geologisch-geomorphologische Betrachtungen ; S. 1-24; In: HEINE, K. & PFEFFER, K.-H. (HRSG.) (2001): Angewandte Geomorphologie in verschiedenen Ökosystemen; Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementband 124; Gebrüder Borntraeger Verlag; 123 S.; Berlin, Stuttgart.
- HEINO, J., LOUHI, P. & MOUTKA, T. (2004): Identifying the scale of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure; S. 1230-1239; In: Freshwater Biology (2004) 49; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- HERING, D., SCHMIDT-KLOIBER, A., BUFFAGNI, A., LORENZ, A., MOOG, O., PAULS, S., POLASCHEGG, M., SOMMERHÄUSER, M., STRACKBEIN, J. & VOGL, R. (2001): Reference biocoenoses and deviations: structure and tools for description; AQEM – The Development and testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates – 2st deliverable, 28/02/01; 77 S.; o.O.
- HERING, D., BÖHMER, J., HAASE, P. & SCHAUMBURG, J. (2004a): New methods for assessing freshwaters in Germany; S. 281-282; In: Limnologica (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- HERING, D., MEIER, C., RAWER-JOST, FELD, C.K., BISS, R., ZENKER, A., SUNDERMANN, A., LOHSE, S. & BÖHMER, J. (2004b): Assessing streams in germany with benthic invertebrates – selection of candidate metrics; S. 398-415; In: Limnologica (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- HERING, D., ROLAUFFS, P., JÄHNIG, S., LORENZ, A., FELD, CHR., KOENZEN, U. & KAIL, J. (2008): (Wie) wirken sich Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen auf den ökologischen Zustand aus? Ein Modell; S. 357-360; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster), 425 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.
- HERING, D. & STRACKBEIN, J. (2002): STAR stream types and sampling sites; STAR – 1st

deliverable - Standardisation of river classifications – Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive; 28 S.; o.O.

HIDDE, D. (2008): Auswirkungen des Klimawandels auf die klein- und großräumige genetische Populationsstruktur von Makrozoobenthos in Rhein, Main und Mosel; 129 S.; Dissertation, Johannes Gutenberg Universität, Mainz.

HILLENBRAND, T. & LIEBERT, J. (2001): Kosten-Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen; Endbericht; 79 S.; Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung; Karlsruhe.

HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2003a): EG-WRRL – Organisation der Umsetzung; 6 S.; Wasser in Europa – Wasser in Hessen, Heft 2/2003; Wiesbaden.

HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2003b): EG-WRRL – Bearbeitungsgebiete Mittelrhein – Erfahrungen aus einem länderübergreifenden Pilotprojekt; 6 S.; Wasser in Europa – Wasser in Hessen, Heft 3/2003; Wiesbaden.

HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004a): Bestandsaufnahme in Hessen – Dokumentation der wasserwirtschaftlichen Grundlagen für das Bearbeitungsgebiet Mittelrhein, Flussgebietseinheit Rhein; 10 S.; Wiesbaden.

HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004b): WRRL in Hessen – Erläuterungen zu dem Kartenwerk der Bestandsaufnahme; 45 S.; Wiesbaden.

HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004c): EG-WRRL – Bestandsaufnahme oberirdische Gewässer; 6 S.; Wasser in Europa – Wasser in Hessen, Heft 5/2004; Wiesbaden.

HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2008): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2007; 39 S.; Hydrologie in Hessen, Heft 3; Wiesbaden.

HMULF – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (HRSG.) (2000): Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999 – Erläuterungsbericht; 52 S.; Wiesbaden.

HMULV - HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.) (2004a): Handbuch zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Hessen; 348 S.; Wiesbaden.

HMULV - HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.) (2004b): Umsetzung der WRRL in Hessen – Stand: Mai 2004; 12 S.; o.O.

HOLLAND, H. (1998): Bewertung der Wassergüte vom Lahn-Altarm in Marburg-Cappel; 4 S.; Marburg (unveröffentlicht).

HÜBNER, D. (2003): Die Abblach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) – Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen; 177 S.; Dissertation am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg; Marburg.

- IBISCH, R.B. (2004): Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen); 182 S.; Dissertation an der TU Dresden.
- ICON INGENIEUR BÜRO (2003): Lahntalarm Cappel Anbindung Nord – Entwurfs- und Genehmigungsplanung im Auftrag des Magistrats der Universitätsstadt Marburg, Amt für Grünflächen, Umwelt und Naturschutz; 42 S.; Mainz (unveröffentlicht).
- ILLIES, J. (HRSG.) (1978²): Limnofauna Europea. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- INSTITUT DR. FLAD (HRSG.) (2004): Chemischer Index und Gewässergüte – Die Bestimmung eines Chemischen Index zur Ermittlung der Gewässergütekategorie von Fließgewässern; 26 S.; o.O.
- INTERWIES, E., KRAEMER, A., KRANZ, N., GÖRLACH, B., DWORAK, T., BORCHARDT, D., RICHTER, S. & WILLECKE, J. (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch; 250 S.; UBA-Texte 02/04; Berlin.
- JACKSON, J.K. & FÜREDER, L. (2006): Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance; S. 591-603; In: Freshwater Biology (2006) 51; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- JÄHNIG, S.C., LORENZ, A. & HERING, D. (2008a): Hydromorphological parameter indicating differences between single- and multiple-channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery; S. 1200-1216; In: Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems 18 (2008); John Wiley & Sons Ltd.
- JÄHNIG, S., LORENZ, A. & HERING, D. (2008b): Wiederverzweigung von Flussabschnitten im Mittelgebirge: Hydromorphologie, Auenvegetation, Uferarthropoden, Makrozoobenthos; S. 302-305; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster), 425 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.
- JÄHNIG, S.C., BRUNZEL, S., GACEK, S., LORENZ, A.W. & HERING, D. (2009a): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers; S. 406-416; In: BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY (HRSG.) (2009): Journal of Applied Ecology 46; London.
- JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W. & HERING, D. (2009b): Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates – does channel form determine community composition?; S. 157-169; In: Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems 19 (2009); John Wiley & Sons Ltd.
- JEKEL, H. (2002): Neue Bestimmungen im Wasserhaushaltsgesetz und Mitwirkungsmöglichkeiten der Umweltverbände bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie; 7 S.; Vortrag im Rahmen des Seminars „Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – eine neue Chance für den Gewässerschutz?“ der Grünen Liga und des BUND am 21. September 2002; Hannover.
- JOHNSON, R.K., GOEDKOOP, W. & SANDIN, L. (2004): Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes; S.

- 1179-1194; In: *Freshwater Biology* (2004) 49; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- JOHNSON, R.K. & HERING, D. (2009): Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics; S. 175-186; In: BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY (HRSG.) (2009): *Journal of Applied Ecology* 46; London.
- JONES, T. (2001): Bewährte Praktiken bei der integrierten Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten – die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie: Ein Leitfaden für die Praxis; 74 S., erschienen in der Seminarreihe zum Thema Wasser des WWF; Brüssel.
- JÜRGING, P. & PATT, H. (HRSG.) (2004): *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen*; 542 S.; Springer, Berlin, Heidelberg.
- KAIL, J. (2004): *Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective*; 152 S.; Dissertation am Fachbereich Biologie und Geographie an der Universität Duisburg-Essen, Essen.
- KAIL, J. & GERHARD, M. (2002): Totholz in Fließgewässern – eine Begriffsbestimmung; 8 S.; In: *Wasser & Boden*, Heft Nr. 10, Oktober 2002, Hydrologische Extreme; Parey Buchverlag, Berlin.
- KAIL, J. & HALLE, M. (2009): Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? - Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos; S. 499-503; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 607 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.
- Kail, J., Jähni, S.C. & Hering, D. (2009): Relation between floodplain land use and river hydromorphology on different spatial scales – a case study from two lower-mountain catchments in Germany; S. 63-73; In: *Fundamental and Applied Limnology – Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 174/1; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- KALWEIT, H. (1993): *Der Rhein unter der Einwirkung des Menschen – Ausbau, Schifffahrt, Wasserwirtschaft*; 260 S.; Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes, KHR-Arbeitsgruppe Anthropogene Einflüsse auf das Abflussregime; Lelystad.
- KARR, J. R. & CHU, E. W. (1999): *Restoring life in running waters - better biological monitoring*; Island Press, Washington D.C.
- KAUK, S. (1992): *Lebensraum Fließgewässer – Gefährdung und Schutz*; S. 8-17; In: STAATLICHES UMWELTFACHAMT CHEMNITZ (HRSG.) (1992): *Ökologische Beurteilung von Fließgewässern im Regierungsbezirk Chemnitz*; 90 S., Chemnitz.
- KERN, K. (1994): *Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern*; 256 S.; Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- KERSHNER, J.L., ROPER, B.B., BOUWES, N., HENDERSON, R. & ARCHER, E. (2004): *An Analysis of Stream Habitat Conditions in Reference and Managed Watersheds on some Federal Lands within the Columbia River Basin*; S. 1363-1375; In: *North American Journal of Fisheries Management* (2004) 24; Taylor & Francis Group, Philadelphia.

- KILBANE, G.M. & HOLOMUZKI, J.R. (2004): Spatial attributes, scale and species traits determine caddisfly distributional responses to flooding; S. 480-493; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 23, No. 3; o.O.
- KLAUER, B., MEWES, M., SIGEL, K., UNNERSTAL, H., GÖRLACH, B., BRÄUER, I., PIELEN, B. & HOLLÄNDER, R. (2007): Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse; S.; F+E Vorhaben im Auftrag der LAWA; UFZ-Bericht 02/2007, Leipzig.
- KLEIN, W. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Bestandsdaten der Fischerei-Sportverbände; S. 33-34; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- KNOPP, G.-M. (2003): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Neue Verwaltungsstrukturen und Planungsinstrumente im Gewässerschutzrecht; S. 275-281; NVwZ 2003 Heft 03; Verlag C.H. Beck, München.
- KOENZEN, U. (2008): Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern – Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der Strahlwirkung; S. 35-42; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- KOHLER, A. & VEIT, U. (2003): Makrophyten als biologische Qualitätskomponente bei der Fließgewässerbewertung – Anmerkungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie; S. 357-363. In: Naturschutz und Landschaftsplanung – Zeitschrift für angewandte Ökologie; 35. Jg. 12/2003; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KONDOLF, G. M. (2006): River restoration and meanders; 18 S.; In: Ecology and Society; 11 (2): 42; Online-Text.
- KONOLD, W. (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung; S. 5-20; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- KRAMM, S., FELD, C. K. & HERING, D. (2003): Vergleichende Untersuchung der Besiedlung von Hartsubstraten durch Makroinvertebraten in Sandbächen; S. 367-372; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.
- KROMBACH, M. (2011): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen – Einführung in die Thematik; Einführungslehrgang gehobener techn. Dienst in der Umweltverwaltung; 51 S.; Regierungspräsidium Gießen.
- KUNZE, C., BOHLE, W. ENGEL-METHFESSEL, E. & SCHLEITER, I. (1991a): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 6 – Ökologie - Uferfauna; S. 42-43; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsauf-

nahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).

KUNZE, C., BOHLE, W. & MITTELSTÄDT, P. (1991b): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 6 – Ökologie - Makrozoobenthos; S. 40-41; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).

KUNZE, C., HOLL, A., SCHWEVERS, U. & ADAM, B. (1991c): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 6 – Ökologie - Fischökologie; S. 46-47; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).

KUNZE, C., LENSKI, I. & NECKERMANN, C. (1991d): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 6 – Ökologie - Makrophyten; S. 44-45; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).

LAMOUREUX, N., DOLÉDEC, S. & GAYRAUD, S. (2004): Biological traits of stream macroinvertebrate communities : effects of microhabitat, reach and basin filters; S. 449-466; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 23, No. 3; o.O.

LAUTENSCHLÄGER, M. & KIEL, E. (2005): Assessing morphological degradation in running waters using Blackfly communities (Diptera, Simuliidae) – Can habitat quality be predicted from land use?; S. 262-273; In: Limnologica (2005) 35; Elsevier B.V., Amsterdam.

LAUZON, M. & HARPER, P.P. (1988): Seasonal dynamics of a mayfly (Insecta: Ephemeroptera) community in a Laurentian stream; S. 220-234; In: Holarctic Ecology (1988) 11/3; Copenhagen.

LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (1997): Elemente einer Richtlinie des Rates für den Schutz und die Bewirtschaftung der Gewässer der Gemeinschaft (Wasserrahmenrichtlinie); 24 S.; Berlin.

LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2000): Gewässerstruktur-gütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer; Kulturbuch Verlag; 194 S., Schwerin.

LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2002a): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; 124 S., Berlin.

LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2002b): Gemeinsamer Bericht von LAWa und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie; 9 S.; Hannover.

LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG.) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; Bearbeitungsstand: 30.04.2003; 140 S., o.O.

- LEHMANN, A. & NÜSS, J.H. (1998⁵): Libellen; 5. Auflage; 129 S.; Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- LEIBUNDGUT, C. & EISELE, M. (2004): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ als Expertensystem zum operationellen Einsatz im Flussgebietsmanagement; 11 S.; Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars BWPLUS am 2. und 3. März 2004 im Forschungszentrum Karlsruhe; Freiburg.
- LEIBUNDGUT, C. & HILDEBRAND, A. (1999): Natürlicher Abfluß und Abflusssynamik; 5 S.; o.O.
- LEPORI, F., PALM, D. & MALMQVIST, B. (2005): Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition; S. 228-238; In: BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY (HRSG.) (2005): Journal of Applied Ecology 42; London.
- Leser, H. (Hrsg.) (1997⁹): DIERCKE-Wörterbuch Allgemeine Geographie; 9. vollkommen überarbeitete Ausgabe Mai 1997; 1037 S.; Deutscher Taschenbuch Verlag und Westermann Schulbuchverlag; München, Braunschweig.
- LI, J., HERLIHY, A., GERTH, W., KAUFMANN, P., GREGORY, S., URQUHART, S. & LARSEN, D.P. (2001): Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales; S. 87-97; In: Freshwater Biology (2001) 46; Blackwell Publishing Ltd., Oxford.
- LOHSE, S. (2004): Bestimmungsschlüssel der für Deutschland relevanten Untergruppen der Gattung *Rhithrogena* EATON (Ephemeroptera, Heptageniidae) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland; 2 S.; Methodenstandardisierung Makrozoobenthos, Forschungsinstitut Senckenberg.
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J.P., HECTOR, A., HOOPER, D.U., HUSTON, M.A., RAFFAELLI, D., SCHMID, B., TILMAN, D. & WARDLE, D.A. (2001): Biodiversity and Ecosystem Functioning – Current Knowledge and Future Challenges; S. 804-808; In: Science Vol. 294; HighWire Press, Palo Alto.
- LORENZ, A. (2004): Mid-sized Mountain Streams – Typology, Assessment and Reliability of Sampling and Assessment Methods; 146 S.; Dissertation, Universität Duisburg-Essen.
- LORENZ, A. (2008): Wiederbesiedlung und potenzielle Strahlwirkung am Beispiel des Makrozoobenthos; S. 63-66; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- LORENZ, A., KIRCHNER, L. & FELD, C.K. (2003): Wie viel ist genug? Untersuchungen zur Mindestindividuenzahl für die Fließgewässerbewertung mit der AQEM-Methode; S. 92-97; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) – Band 1, 437 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.
- LORENZ, A., FELD, C.K. & HERING, D. (2004a): Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates – Ecoregions, zonation, geology and substrate; S. 379-389; In: Limnologica (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.

- LORENZ, A., HERING, D., FELD, C. K. & ROLAUFFS, P. (2004b): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127; Kluwer Academic Publishers.
- LORENZ, A., ANTONS, C., KORTE, T., PASTER, M., SUNDERMANN, A. & HAASE, P. (2009): Wie reagieren Fische und Makrophyten auf Renaturierungsmaßnahmen?; S. 471-475; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 607 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.
- LÜDERITZ, V. (2004): Renaturierung von Fließgewässern in Sachsen-Anhalt – Probleme, Konzepte, Erfolge; S. 105-111; In: DEUTSCH, M., HACK, H.P., PÖRTGE, K.-H., ROST, K.T. & TELTSCHER, H. (HRSG.) (2004): Wasser – Lebensnotwendige Ressource und Konfliktstoff; Beiträge einer Fachtagung anlässlich des „International Year of Freshwater 2003“ der UN in Erfurt; 130 S.; Erfurter Geographische Studien, 11/2004; Erfurt.
- LÜDERITZ, V., LANGENHEINRICH, U. & KUNZ, CHR. (HRSG.) (2009): Flussaltwässer – Ökologie und Sanierung; 232 S.; Vieweg+Teubner, Wiesbaden.
- MADDOCK, I. (1999): The importance of physical habitat assessment for evaluating river health; S. 373-391; In: *Freshwater Biology* (1999) 41; Blackwell Publishing Ltd., Oxford.
- MADSEN, B.L. & TENT, L. (2000): Lebendige Bäche und Flüsse – Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandsgewässern; 156 S.; Books on Demand GmbH.
- MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG, GARTEN- UND FRIEDHOFSAMT (UNTERE NATURSCHUTZBEHÖRDE) (HRSG.) (1991): Biotopkartierung der Universitätsstadt Marburg / Lahn; 215 S. und 3 Karten; Marburg.
- MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG, AMT FÜR GRÜNFLÄCHEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ (HRSG.) (2002): Renaturierung Halbinsel „Auf der Weide“ – Baubeschreibung; 3 S.; Marburg (unveröffentlicht).
- MALARCZUK, M. (2003): Renaturierung an der Weide - Jungfischerfassung; Rohdaten der Erfassung vom 16.09.2003; 15 S., Marburg (unveröffentlicht).
- MALMQVIST, B. & MÄKI, M. (1994): Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: environmental relationships; S. 9-16; In: *Ecography* 17:1 (1994); Copenhagen.
- MARTEN, M. (2005): Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlerverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm; S. 77; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.
- MCDONNELL, J.J. & WOODS, R. (2004): On the need for catchment classification; S. 2-3; In: *Journal of Hydrology* 299 (2004); Elsevier B.V., Amsterdam.
- MEHL, D. & THIELE, V. (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes – am Beispiel der jungglazialen Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns; Parey Buchverlag, 261 S., Berlin.

- MEIDL, E.-B., SCHÖNBORN, W. (2005): Der Einfluss von multiplen Störungen/Stressoren auf die aquatischen Invertebraten der Sohloberfläche und des hyporheischen Interstitials eines Mittelgebirgsbaches; S. 81-81; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.
- MEIER C. (2008): Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos – ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz; 147 S; Dissertation, Universität Duisburg-Essen.
- MEIER, C., HERING, D., ROLAUFFS, P., BISS, R., BÖHMER, J., RAWER-JOST, C., ZENKER, A., HAASE, P., SUNDERMANN, A. & SCHÖLL, F. (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben; 149 S.; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Essen.
- MEIER, C., HERING, D., HAASE, P., SUNDERMANN, A., BÖHMER, J. (2005): Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos; In: FELD, C. K., RÖDIGER, S., SOMMERHÄUSER, M., FRIEDRICH, G. (Hrsg.) (2005): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern – Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; 76-90; Limnologie aktuell, Bd.11; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung; 243 S.; Stuttgart.
- MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R., FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & HERING, D. (2006a): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben; Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes; 198 S.; Essen.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2006b): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Stand Mai 2006; 79 S.; Essen.
- MEIER, C., BÖHMER, J., ROLAUFFS, P. & HERING, D. (2006c): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“ - Typ 9.2 – Große Flüsse des Mittelgebirges; 6 S.; www.fliessgewaesserbewertung.de
- MEILINGER, P., SCHEIDER, S. & MELZER, A. (2003): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie; S. 132-137; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.
- MELLES, F. (2009): Die Stillgewässer der Lahnaue zwischen Marburg und Gießen – Chronologie der Entstehung, Typisierung der Gewässer, Entwicklungsmöglichkeiten und -ziele; 120 S.; Diplomarbeit, Fachbereich Geographie, Philipps-Universität Marburg.
- MISCHKE, U., BEHRENDT, H. & NIXDORF, B. (2003): Was kann Phytoplankton für die Bewertung von Fließgewässern nach der WRRL leisten?; S. 83-86; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) – Band 1, 437 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.

- MOERKE, A.H. & LAMBERTI, G.A. (2004): Restoring Stream Ecosystems: lessons from a Mid-western State; S. 327-334; In: Restoration Ecology Vol. 12, No. 3; Wiley-Blackwell, Hoboken.
- MOOG, O. (HRSG.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. 1. Auflage, Wasserwirtschafts-kataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MUHAR, S. (1996): Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern auf Basis typspezifischer Abiotik und Biotik; S. 238-242; In: Wasserwirtschaft 86 (1996) 5; o. O.
- NECKERMAN & ACHTERHOLDT – ÖKOLOGISCHE GUTACHTEN (1999): Ökologische Untersuchungen zur geplanten Renaturierung des Lahnufers „Auf der Weide“ in der Universitätsstadt Marburg; 24 S.; Studie im Auftrag des Magistrats der Universitätsstadt Marburg, Amt für Grünflächen, Umwelt und Naturschutz; Marburg (unveröffentlicht).
- NEHRING, S. & ALBRECHT, U. (2000): Biotop, Habitat, Mikrohabitat – Ein Diskussionsbeitrag zur Begriffsdefinition; S. 75-84; In: Lauerbornia (2000) 38, Dinkelscherben.
- NELSON, S.M. & LIEBERMAN D.M. (2002): The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, U.S.A.; S. 117-129; In: Hydrobiologia (2002) 489; Kluwer Academic Publishers.
- NEU, P.J. & TOBIAS, W. (2004): Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydroptychidae (Insecta: Trichoptera); In: MAUCH, E. (HRSG.) (2004): Lauerbornia – Internationale Zeitschrift für Faunistik und Floristik der Binnengewässer Europas, Heft 51; 68 S.; Dinkelscherben.
- NIEHOFF, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften – Grundlage für Renaturierung und Sanierung; Springer-Verlag; 300 S.; Berlin, Heidelberg.
- Nilsson, A.N. (Hrsg.) (1996): Aquatic Insects of North Europe – A Taxonomic Handbook; Vol. 1; 265 S.; Apollo Books, Stenstrup.
- OLSEN, D.A. & TOWNSEND, C.R. (2003): Hyporheic community composition in a gravel-bed stream: influence of vertical hydrological exchange, sediment structure and physiochemistry; S. 1363-1378; In: Freshwater Biology (2003) 48; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- OTTO, A. & BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum; S. 1-61; In: Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 288. Münster.
- PALMER, M.A., MENNINGER, H.L. & BERNHARDT, E. (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity – a failure of theory or practice?; S. 205-222; In: Freshwater Biology, 55 (Suppl. 1); Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- PARSONS, M., THOMS, M.C. & NORRIS, R.H. (2003): Scales of macroinvertebrate distribution in relation to the hierarchical organization of river systems; S. 105-122; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 22, No. 1; o.O.

- PAULS, S. (2004): Ergänzungen zu Reynoldson & Young (2000); 2 S. Methodenstandardisierung Makrozoobenthos, Forschungsinstitut Senckenberg.
- PLIŪRAITĖ, V. (2001): The Seasonal Change of Macrozoobenthos in the Merkys River in 1998; S. 39-52; In: Acta Zoologica Lituanica (2001) 11/1; Institute of Ecology of Nature Research Centre, Vilnius.
- PLIŪRAITĖ, V. (2007): Seasonal Dynamics of Macroinvertebrates in the Vilnia River (Lithuania); S. 299-312; In: Acta Zoologica Lituanica (2007) 17/4; Institute of Ecology of Nature Research Centre, Vilnius.
- PODRAZA, P. (2008): Strahlwirkung in Fließgewässern – erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen; S. 21-25; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- PODRAZA, P., GLACER, D., GREVE, K., HALLE, M., MÜLLER, A., ZUMBROICH, T. (2005): Entwicklung von Methoden und Verfahren zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß WRRL (MAKEF); S. 91-104; In: FELD, C. K., RÖDIGER, S., SOMMERHÄUSER, M., FRIEDRICH, G. (HRSG.) (2005): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern – Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; Limnologie aktuell, Bd.11; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung; 243 S.; Stuttgart.
- POTTGIESSER, T., KAIL, J., SEUTER, S. & HALLE, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II - Endbericht; 20 S.; Essen.
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen; 5 S.; o.O.
- PREUSSER, J. (1998): Ökologische Gewässerbewertung aus Sicht der EU; In: Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten; S. 653-674; In: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 51; 683 S.; R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- PURCELL, A.H., FRIEDRICH, C., RESH, V.H. (2002): An Assessment of a Small Urban Stream Restoration Project in Northern California; S. 685-694; In: Restoration Ecology Vol. 10, No. 4; Wiley-Blackwell, Hoboken.
- RABENI, C.F., DOISY, K.E. & GALAT, D.L. (2002): Testing the biological basis of a stream habitat classification using benthic invertebrates; S. 782-796; In: Ecological Applications, Vol. 12, No. 3, Ecological Society of America, Ithaca.
- RAST, G. (1992): Wasserbau und Naturschutz an großen Flüssen – Konflikte, Möglichkeiten zur Zusammenarbeit; S. 12-21; In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (HRSG.) (1992): Naturschutz im Elbegebiet – Fachtagung am 10.04.1992 in Dessau; 91 S.; Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Nr. 5/92; Halle (Saale).

- RAWER-JOST, C., ZENKER, A. & BÖHMER, J. (2004): Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna; S. 390-397; In: *Limnologica* (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn; 1. Zwischenbericht; 385 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1992): Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn; 2. Zwischenbericht; 237 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem – Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn; Abschlussbericht; 218 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (2005a): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – Pilotprojekt Mittelhessen – Teileinzugsgebiet Lahn; 35 S.; Vortrag im Rahmen der Informationsveranstaltung in Selters am 14.07.2005; Gießen.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (2005b): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmen unter Berücksichtigung der Umweltziele und Ausnahmen nach Art. 4 WRRL anhand ausgewählter Wasserkörper im Hessischen Teil des Bearbeitungsgebietes (BAG) Mittelrhein; 12 S.; Projektskizze; Gießen.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (2007): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – Pilotprojekt Mittlere Lahn – Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen – Abschlussbericht; 175 S.; Gießen.
- REICH, M. (2008): Bedeutung der Strahlwirkung in Fließgewässern in Zusammenhang mit der Biotopverbundfunktion; S. 26-28; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- REISS, M. & OPP, C. (2004): Ein Erfassungs- und Bewertungsverfahren der Gewässerstrukturgüte von Quellen und Quellbächen; S.155-189; In: OPP, C. (HRSG.) (2004): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz, Beiträge zum internationalen Jahr des Süßwassers 2003; 320 S.; Marburger Geographische Schriften 140; Marburg.
- RESH, V.H. (1992): Year-to-year changes in the age structure of a caddisfly population following loss and recovery of a springbrook habitat; S. 314-317; In: *Ecography* 15:3 (1992); Copenhagen.
- RICHTER, S. (2006): Sensitivität und Skalenabhängigkeit signifikanter anthropogener Belastungen in Flusseinzugsgebieten im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie; 158 S.; Dissertation, Universität Kassel.
- RIECKEN, U., FINCK, P., KLEIN, M., SCHRÖDER, E. (1998): Schutz und Wiedereinführung dynamischer Prozesse als Konzept des Naturschutzes; 7-19; In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ

- (Hrsg.) (1998): Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft; Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 56; 426 S.; Bonn.
- ROLAUFFS, P. (2003): Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie? Was ist entscheidend für die Biozönose? Eine Frage der Skalierung; S. 98-103; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) – Band 1, 437 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.
- ROLAUFFS, P. (2005): Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos – Flächennutzung im Einzugsgebiet kontra lokale Gewässermorphologie; S. 101-102; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstractband, 177 S.; Karlsruhe.
- ROLAUFFS P., HERING, D., SOMMERHÄUSER, M., RÖDIGER, S., JÄHNIG, S. (2003): Entwicklung eines Leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung; UBA-Texte 11/2003; 137 S. , Berlin.
- ROY, A.H., WALLACE, J.B., ROSEMOND, A.D., PAUL, M.J. & LEIGH, D.S. (2003): Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance - biological consequences and monitoring implications; S. 292-307; In: Journal of the North American Benthological Society; Vol. 22, No. 2; o.O.
- SAILER, G. (2005): The roles of local disturbance history and microhabitat parameters for stream biota; 184 S., Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- SANDIN, L. (2003): Benthic macroinvertebrates in Swedish streams – community structure, taxon richness and environmental relations; S. 269-282; In: Ecography 26:3 (2003); Copenhagen.
- SANDIN, L. & JOHNSON, R. K. (2004): Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams; S. 501-514; In: Landscape Ecology; Vol. 19, No. 5 2004; Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Bosten.
- SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., HERING, D., JOHNSON, R. (2000): Stream assessment methods, stream typology approaches and outlines of a European stream typology; 43 S.; AQEM – The Development and testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates – 1st deliverable, 31/08/00; o.O.
- SANDIN, L., HERING, D., BUFFAGNI, A., LORENZ, A., MOOG, O., ROLAUFFS, P., STUBAUER, I. (2001): Experiences with different stream assessment methods and outlines of an integrated method for assessing streams using benthic macroinvertebrates; 87 S.; AQEM – The Development and testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates – 3rd deliverable, 31/08/01; o.O.
- SANTOUL, F., FIGUEROLA, S., MASTRORILLO, S. & CÉRÉGHINO, R. (2005): Patterns of rare fish and aquatic insects in a southwestern French river catchment in relation to simple physical variables; S. 307-314; In: Ecography 28:3 (2005); Copenhagen.

- SCHATTMANN, A. (2008): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5); S. 86-92; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- SCHAUMBURG, J. (2004): Biologisches Gewässermonitoring in der bayrischen Wasserwirtschaft - Von der Gütekarte zur europäischen Wasserrahmenrichtlinie und Qualitätssicherung; S. 24-35; In: REGIERUNG VON SCHWABEN & DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (HRSG.) (2004): Fachtagung Biologische Gewässeruntersuchung und Bewertung – Taxonomie und Qualitätssicherung, Symposium zur Feier des 70. Geburtstages von Dr. Erik Mauch am 6. Oktober 2004 in Augsburg; 55 S.; Verlagsdruckerei Kessler, Bobingen, Augsburg, Hamburg.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. & SCHMEDTJE, U. (2004): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive; S. 283-301; In: *Limnologica* (2004) 34; Elsevier B.V., Amsterdam.
- SCHMEDTJE, U. & COLLING, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna; 543 S.; Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, Augsburg.
- SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1988): Bewertung von Fließgewässern- Aussagekraft und Grenzen biologischer und chemischer Indizes; S. 610-612, In: *Wasser und Boden* 11 (1988); Blackwell Verlag GmbH, Berlin.
- SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P. & HERING, D. (2000): Grundlage für die Erarbeitung der wichtigsten biozönotisch relevanten Fließgewässertypen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie; (unveröffentl.).
- SCHNAUFER, A., GRUNEWALD, K. (2001): Bewertung unterschiedlicher Verfahren zur Beurteilung der Gewässergüte anhand sächsischer Fließgewässer; 323-329; In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (2001): *Natur und Landschaft*; 76. Jg. (2001) Heft 7; Verlag W. Kohlhammer; Bonn.
- SCHRÖDER, W. & TRÄBING, K. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 1 - Wasserbau; S. 11-12; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- SCHUHKRAFT, S. (1998): Zustandserfassung und ökologische Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe eines Geoinformationssystems am Beispiel der Hache (Niedersachsen); 159 S.; In: BAHRENBURG, G., SCHRANKE, W., TAUBMANN, W., TIPPKÖTTER, R. & VENZKE, J.-F. (HRSG.) (1998): *Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung*, Heft 33; Universität Bremen.
- SCHÜTZ, C., NEITZKE, A. & BUNZEL-DRÜKE, M. (2008): Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna; S. 29-34; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.

- SCHWEDER, H., GRÜNEBAUM, TH., MORGENSCHWEIS, G., NUSCH, E.A. & WEYAND, M. (2003): Verbesserung der Gewässerstrukturgüte im Einzugsgebiet der Ruhr im Hinblick auf den guten Zustand der Gewässer – Kostenschätzung; S. 151-156; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.
- SCHWOERBEL, J. & BRENDENBERGER, H. (2010⁹): Einführung in die Limnologie; 9. Auflage; 340 S., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SLAWSKI, R. (2009): Stellungnahme: Wasserrahmenrichtlinie – Bewirtschaftungsplan – des BUND, KG Braunschweig; 5 S.; Braunschweig.
- SOMMERHÄUSER, M. & POTTGIESSER, T. (2004a): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands – Qualitätskomponente Makrozoobenthos; 2 S.; o.O.
- SOMMERHÄUSER, M. & POTTGIESSER, T. (2004b): Kurznamen der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands; 1 S.; o.O.
- SOMMERHÄUSER, M. & POTTGIESSER, T. (2005): Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; S. 13-27; In: FELD, C. K., RÖDIGER, S., SOMMERHÄUSER, M. & FRIEDRICH, G. (HRSG.) (2005): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern – Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; Limnologie aktuell, Bd.11; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung; 243 S.; Stuttgart.
- SPOONER, D.E. & VAUGHN, C.C. (2006): Context-dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities; S. 1016-1024; In: Freshwater Biology (2006) 51; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- STATZNER, B., BADI, P., DOLÉDEC, S. & SCHÖLL, F. (2005): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers – an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches; S. 2136-2161; In: Freshwater Biology (2005) 50; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- STEAD, T.K., SCHMID-ARAYA, J.M. & HILDREW, A.G. (2003): All creatures great and small – patterns in the stream benthos across a wide range of metazoan body size; S. 532-547; In: Freshwater Biology (2003) 48; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- STEEL, E. A., RICHARDS, W. H. & KELSEY, K. A. (2003): Wood and Wildlife: Benefits of River Wood to Terrestrial and Aquatic Vertebrates; S. 235-247; In: GREGORY, S., BOYER, K. & GURNELL, A. (HRSG.) (2003): The ecology and management of wood in world rivers; 431 S.; American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- STRAYER, D.L., MALCOM, H.M., BELL, R.E., CARBOTTE, S.M. & NITSCHKE, F.O. (2006): Using geophysical information to define benthic habitats in a large river; S. 25-38; In: Freshwater Biology (2003) 48; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- SUNDERMANN, A. & HAASE, P. (2005): Variabilität von Makrozoobenthosproben vor dem Hintergrund der Bewertung von Fließgewässern nach EU-Wasserrahmenrichtlinie; S. 120-121; In: Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. 2005, Abstract-

band, 177 S.; Karlsruhe.

- SUNDERMANN, A. & LOHSE, S. (2004): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland; 20 S.; Methodenstandardisierung Makrozoobenthos; Forschungsinstitut Senckenberg.
- SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HEIGL, E., HERING, D., JEDICKE, E., LORENZ, A. & HAASE, P. (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes - Endbericht; 73 S.; Forschungsinstitut Senckenberg, Gelnhausen.
- TERPITZ, W. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Niederschlagsverhalten; S. 9-10; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- TILLMANN, O. (2004): Effekte wasserbaulicher Revitalisierungsmaßnahmen auf epigäische Uferarthropoden (Col.: Carabidae, Staphylinidae); 53 S.; Diplomarbeit am Fachbereich Biologie, Universität Marburg; Marburg.
- THIESMANN, J. & LORENZ, A. (2005): Mikrohabitatpräferenzen bestimmter Arten des Makrozoobenthos und die Wiederbesiedlung nach Hochwasserereignissen in kleinen Tieflandbächen; Poster auf der DGL-Jahrestagung 2005 in Karlsruhe; Werder.
- TÖDTMANN, C., POEPPERL, R., MEYER, E. I. (2005): Können Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und Bioindices für eine Defizitanalyse genutzt werden?; Poster auf der DGL-Jahrestagung 2005 in Karlsruhe; Werder.
- TOWNSEND, C.R., DOLÉDEC, S. & SCARSBROOK, M.R. (1997): Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams – a test of habitat templet theory; S. 367-387; In: Freshwater Biology (1997) 37; Blackwell Science Ltd, Oxford.
- TOWNSEND, C.R., DOLÉDEC, S., NORRIS, R., PEACOCK, K. & ARBUCKLE, C. (2003): The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables – description and prediction; S. 768-785; In: Freshwater Biology (2003) 48; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- TREMP, H. (2009): Geostatistische Analyse der Strahlwirkung in Fließgewässern am Beispiel der Wasserpflanzen; S. 518-523; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 607 S.; Eigenverlag der DGL, Hardeggen.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2008): Ökologische Effektivität von hydromorphologischen Verbesserungen an Fließgewässern - Ergebnisse des UBA-Workshops vom 14./15. Februar 2008; 292 S.; Dessau.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. (1980): The river

continuum concept; S. 130-177; In: Can. J. Fish. Aquat. Science, 37 (1980).

- VERBERK, W.C.E.P., VAN KLEEF, H.H., DIJKMAN, M., VAN HOEK, P., SPIERENBURG, P. & ESSELINK, H. (2005): Seasonal changes on two different spatial scales – response of aquatic invertebrates to water body and microhabitat; S. 263-280; In: Insect Science (2005) 12; Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- VOGT C. & SCHÄFER, A. (2003): Der Einfluss der Populationsdynamik von Makrozoobenthos auf die biologische Gewässerbewertung am Beispiel des Ruwer Einzugsgebietes; S. 407-412; In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - TAGUNGSBERICHT 2002 (BRAUNSCHWEIG) – BAND 1, 437 S.; EIGENVERLAG DER DGL, WERDER.
- VOGT, K. & GUHL, B. (2005): Monitoring als wesentliche Etappe zur weiteren Umsetzung der WRRL; S. 10-15 ; In: BUND DER INGENIEURE FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABFALLWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (HRSG.): Wasser und Abfall 3/2005 (7. Jahrgang); Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- VÖLKER, J. (2008): Abhängigkeit der Besiedlung benthischer Invertebraten von Hydromorphologie und Saprobie in silikatischen Mittelgebirgsbächen; Dissertation an der TU Dresden; 154 S.; Dresden.
- WAGNER, A. & LEMCKE, R. (2003): Fischwanderungen in Binnengewässern – Konzepte, Begriffe und Beispiele - Ergebnisse einer Literaturstudie; In: LFA INSTITUT FÜR FISCHEREI (HRSG.) (2003): Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei, Mecklenburg-Vorpommern Heft 29, 130 S.; Gülzow.
- WAGNER, F. & ARLE, J. (2008): Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur – Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung; S. 123-127; In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, Schriftenreihe des DRL, Nr. 81, 138 S., Meckenheim.
- Waringer, J. & Graf, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven – unter Einschluss der angrenzenden Gebiete; 286 S.; Facultas-Univ.-Verlag, Wien.
- WEILAND, M. (2004): Untersuchungen zur Abflussdynamik in Einzugsgebieten; S. 57-62; In: LORZ, C. & HAASE, D. (HRSG.) (2004): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten: Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele; Springer-Verlag; 243 S.; Berlin, Heidelberg, New York.
- WENIKAJTYS, M., FELD, C.K. & BIS, B. (2003): Die Bewertung mit der AQEM-Methode in Abhängigkeit von der Sortiermethode und Stichprobengröße; S. 104-108; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) – Band 1, 437 S.; Eigenverlag der DGL, Werder.

- WERNER, D., WOLFF, A., SIDIRELLI, M., THIELMANN, J., RUNKEL, M., GOOS, S. & GRAV, M. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 4 – Mikrobiologie und Chemie; S. 31-32; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- WOLF, P. & BORCHARDT, D. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 5 - Gewässergütemodell; S. 35-36; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- WOLF, P. & MEHLHART, G. (1991): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept Lahn – Teilprojekt 2 - Siedlungswasserwirtschaft; S. 13-15; In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1991): Modellhafte Erarbeitung ökologischer Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Lahn-Projekt), Präsentation der Bestandsaufnahme am 12.11.1991 in Gießen, Kurzfassung der Referate; 51 S.; Gießen (unveröffentlicht).
- ZWICK, P. (2004): A key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage; 38 S.; Methodenstandardisierung Makrozoobenthos; Forschungsinstitut Senckenberg.

Karten:

- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2000): Hessen – Biologischer Gewässerzustand 2000; Maßstab: 1:200'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2002): Bodenkarte und Bodenflächendatenbank von Hessen im Maßstab 1:50000, Blatt L5118 Marburg & L5318 Amöneburg; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004d): WRRL in Hessen – Mittelrhein – Teil Hessen; Einschätzung Chemischer Zustand Oberflächengewässer; Maßstab: 1:500'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004e): WRRL in Hessen – Mittelrhein – Teil Hessen; Einschätzung Gesamtzustand Oberflächengewässer; Maßstab: 1:500'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004f): WRRL in Hessen – Mittelrhein – Teil Hessen; Kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter; Maßstab: 1:500'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2004g): WRRL in Hessen – Mittelrhein – Teil Hessen; Abflussregulierung (Querbauwerke und starker Rückstau); Maßstab: 1:500'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2005a): WRRL in Hessen – Mittelrhein – Teil Hessen; Diffuse Quellen & Erosionspotenzial; Maßstab: 1:500'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2005b): WRRL in Hessen – Monitoring Biologie 2004/2005; Maßstab: 1:200'000; Wiesbaden.
- HLUG - HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HRSG.) (2005c): WRRL in Hessen; Einschätzung „Ökologischer Zustand Biologie“ – Gewässergüte und Struktur (einschließlich Querbauwerke und Wanderhindernisse); Maßstab: 1:800'000; Wiesbaden.
- HMULF – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (HRSG.) (1999): Gewässerstrukturgütekarte 1999; Maßstab 1:200'000; Wiesbaden.
- HVBG – HESSISCHE VERWALTUNG FÜR BODENMANAGEMENT UND GEOINFORMATION (HRSG.) (ohne Jahr – a): Kartenaufnahme der Landgrafschaft Hessen-Kassel von Johann Georg Schleenstein 1:52629, 20 Blätter, 1 Übersichtsblatt 1:150000 und Verzeichnis der Ämter von 1817; aufgenommen 1705-1715; reproduziert und gedruckt vom Hessischen Landesvermessungsamt, Blätter 18 (Amt Marburg) & 19 (Gericht Ebsdorf), Wiesbaden.
- HVBG – HESSISCHE VERWALTUNG FÜR BODENMANAGEMENT UND GEOINFORMATION (HRSG.) (ohne Jahr – b): Kurfürstenthum Hessen – Niveau Karte auf 112 Blättern nach 1/25000 d.w.G., aufgenommen von A. Kaupert (1846), Lithographie von F. Köke (1857), veröffentlicht 1861 durch den Kurfürstlich Hessischen Generalstab; reproduziert und gedruckt vom Hessischen Landesvermessungsamt, Blätter 60 (Marburg) & 70 (Niederweimar), Wiesbaden.

- ICON INGENIEUR BÜRO H. WEBLER (2001): Lahnrenaturierung „Auf der Weide“; Planungskarten im Auftrag der Stadt Marburg; Mainz (unveröffentlicht).
- ICON INGENIEUR BÜRO H. WEBLER (2003): Lahnaltarm Cappel – Anbindung Nord; Planungskarten im Auftrag der Stadt Marburg; Mainz (unveröffentlicht).
- MAGISTRAT DER UNIVERSITÄTSSTADT MARBURG, GARTEN- UND FRIEDHOFSAMT (UNTERE NATURSCHUTZBEHÖRDE) (HRSG.) (1991): Biotopkartierung der Universitätsstadt Marburg / Lahn; 215 S. und 3 Karten; Marburg.
- MARBURGER GEOGRAPHISCHE GESELLSCHAFT (HRSG.) (2002²): Marburg - Stadtplan 1:10'000; 2. erweiterte Auflage, Marburg.
- POTTGIESSER, T., KAIL, J., SEUTER, S. & HALLE, M. (2004): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands; im Auftrag der LAWA; Maßstab: 1:1'000'000; Essen.

Internetseiten:

[HTTP://ATLAS.UMWELT.HESSEN.DE](http://atlas.umwelt.hessen.de) (letzter Zugriff: 16.05.2011)

[WWW.BMU.DE/GEWAESSERSCHUTZ/](http://www.bmu.de/gewaesserschutz/) (letzter Zugriff: 20.03.2011)

[WWW.FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG.DE](http://www.fliessgewaesserbewertung.de) (letzter Zugriff: 11.05.2011)

[WWW.GESIS.HESSEN.DE](http://www.gesis.hessen.de) (letzter Zugriff: 18.03.2006)

[WWW.HLUG.DE](http://www.hlug.de) (letzter Zugriff: 20.04.2011)

[WWW.INSEKTENKUNDE.DE](http://www.insektenkunde.de) (letzter Zugriff: 15.12.2005)

[WWW.MAPS.GOOGLE.DE](http://www.maps.google.de) (letzter Zugriff: 11.05.2011)

[WWW.TOTHOLZ.DE](http://www.totholz.de) (letzter Zugriff: 11.05.2011)

[WWW.UMWELTBUNDESAMT.DE](http://www.umweltbundesamt.de) (letzter Zugriff: 16.05.2011)

[WWW.WETTERZENTRALE.DE](http://www.wetterzentrale.de) (letzter Zugriff: 10.06.2007)

V. Teil – Anhang

- Anhang 1 – TRiSHa-Kartierbogen
- Anhang 2-1 – Tabellen – Ergebnisse Gewässerstrukturgüte
- Auf der Weide
 - Gisselberger Straße
 - Cappeler Fischerwiese
- Anhang 2-2 – Tabellen – Ergebnisse TRiSHa
- 2006 – Weide 1
 - 2006 – Weide 2
 - 2006 – Weide 3
 - 2006 – Weide 4
 - 2006 – Gissel 1
 - 2006 – Gissel 2
 - 2006 – Cappel 1
 - 2006 – Cappel 2
 - 2006 – Cappel 3
 - 2006 – Cappel 4
 - 2007 – Weide 1
 - 2007 – Weide 2
 - 2007 – Weide 3
 - 2007 – Weide 4
 - 2008 – Weide 1
 - 2008 – Weide 2
 - 2008 – Weide 3
 - 2008 – Weide 4
 - 2008 – Gissel 1
 - 2008 – Gissel 2
 - 2008 – Cappel 1
 - 2008 – Cappel 2
 - 2008 – Cappel 3
 - 2008 – Cappel 4
- Anhang 2-3 – Tabellen – Ergebnisse Makrozoobenthos
- Taxalisten der Untersuchungsabschnitte
 - Taxalisten der Habitattypen

A1 - TRiSHa-Kartierbogen

[illegible]

A2 - Tabellen - Ergebnisse Gewässerstrukturgüte

"Auf der Weide"

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettdynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
W01	3	3	4	1	3	4	4	7	6	4
W02	3	3	4	4	4	4	2	7	5	4
W03	3	3	4	4	4	4	2	7	5	4
W04	3	3	4	4	4	4	2	7	5	4
W05	3	7	7	1	4	7	7	7	7	5
W06	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W07	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W08	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W09	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W10	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W11	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W12	3	3	4	4	4	7	3	7	6	5
W13	1	3	7	4	4	7	2	7	6	5
W14	1	3	7	4	4	7	2	7	6	5
W15	1	3	7	4	4	7	2	7	6	5
W16	1	3	7	4	4	7	2	7	6	5
W17	1	3	7	4	4	7	2	7	6	5
W18	1	1	4	1	2	4	3	7	5	3
W19	1	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W20	1	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W21	1	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W22	3	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W23	3	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W24	3	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W25	3	3	4	1	3	7	2	7	6	4
W26	3	3	4	1	3	4	2	7	5	3
W27	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W28	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W29	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W30	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W31	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W32	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W33	3	3	4	7	4	7	2	7	6	5
W34	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W35	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W36	3	3	7	7	4	4	3	7	5	4

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettdynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
W37	3	3	7	7	4	4	3	7	5	4
W38	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W39	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W40	3	3	7	7	4	4	3	7	5	4
W41	3	3	4	1	3	4	3	7	5	3
W42	3	3	7	1	3	7	3	7	6	4
W43	3	3	7	1	3	7	3	7	6	4
W44	3	3	7	4	4	7	3	7	6	5
W45	3	3	7	4	4	7	3	7	6	5
W46	3	3	7	4	4	7	3	7	6	5
W47	3	5	7	1	4	7	3	7	6	5
W48	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W49	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W50	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W51	3	3	7	1	3	7	3	7	6	4
W52	3	3	7	7	4	7	3	7	6	5
W53	3	3	7	7	4	4	3	7	5	4
W54	1	1	4	4	2	4	2	3	3	2
W55	1	3	4	4	3	4	2	3	3	3
W56	1	1	4	4	2	4	2	3	3	2
W57	1	3	4	4	3	4	2	3	3	3
W58	1	3	4	4	3	4	2	3	3	3
W59	1	3	4	4	3	4	2	3	3	3
W60	1	3	4	4	3	4	2	3	3	3
W61	1	3	4	4	3	4	2	3	3	3
W62	1	1	4	4	2	4	2	3	3	2
W63	1	1	4	4	2	4	2	3	3	2
W64	1	1	1	4	1	4	3	3	3	2
W65	1	3	1	4	2	4	3	3	3	2
W66	1	3	1	4	2	4	3	3	3	2
W67	1	3	1	4	2	4	3	3	3	2
W68	1	3	1	4	2	7	3	3	6	3
W69	1	3	1	4	2	4	3	3	3	2
W70	1	1	1	1	1	4	3	3	3	2
W71	1	1	1	1	1	4	2	3	3	2

W72	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W73	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W74	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W75	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W76	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettodynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
W77	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W78	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W79	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W80	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W81	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W82	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W83	1	1	3	1	2	4	2	3	3	2
W84	1	1	3	1	2	4	2	3	3	2
W85	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W86	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W87	1	1	1	1	1	4	2	3	3	2
W88	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W89	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W90	1	3	4	4	3	4	3	3	3	3
W91	1	3	1	1	2	4	2	3	3	2
W92	1	1	1	1	1	4	2	3	3	2
W93	1	3	1	1	2	4	2	3	3	2
W94	1	1	1	1	1	4	2	3	3	2
W95	1	1	3	1	2	4	2	3	3	2
W96	1	1	3	1	2	4	2	3	3	2
W97	1	1	1	1	1	4	2	3	3	2
W98	1	1	1	1	1	4	2	3	3	2

"Gisselberger Straße"

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettdynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
G01	5	3	5	1	4	4	4	7	6	5
G02	5	3	5	1	4	4	4	7	6	5
G03	5	3	5	1	4	4	4	7	6	5
G04	5	3	5	1	4	4	4	7	6	5
G05	5	3	5	1	4	4	4	7	6	5
G06	5	3	7	4	4	4	3	7	5	4
G07	5	3	7	4	4	4	3	7	5	4
G08	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G09	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G10	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G11	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G12	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G13	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G14	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G15	5	3	5	1	4	4	3	7	5	4
G16	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G17	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G18	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G19	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G20	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4

G21	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G22	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G23	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G24	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G25	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G26	5	3	7	1	4	4	3	7	5	4
G27	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G28	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G29	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G30	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G31	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G32	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G33	5	3	4	1	4	4	3	7	5	4
G34	5	3	7	4	4	4	3	7	5	4
G35	5	3	7	4	4	4	3	7	5	4

"Cappeler Fischerwiese"

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettdynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
C01	5	5	7	1	5	7	5	4	6	5
C02	5	5	7	1	5	7	3	3	6	5
C03	5	5	7	1	5	7	3	4	6	5
C04	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C05	5	5	7	1	5	4	3	3	3	5
C06	5	3	7	1	4	4	3	3	3	4
C07	5	3	7	1	4	4	3	3	3	4
C08	5	3	7	1	4	4	3	3	3	4
C09	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C10	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C11	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C12	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C13	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C14	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4

C15	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C16	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C17	3	7	7	4	4	4	6	5	5	4
C18	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C19	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C20	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C21	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C22	3	5	7	4	4	4	3	4	4	4
C23	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C24	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C25	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C26	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C27	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C28	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C29	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C30	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C31	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C32	5	5	7	4	6	4	3	5	4	6
C33	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C34	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C35	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C36	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C37	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C38	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettodynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
C39	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C40	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C41	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C42	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C43	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C44	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C45	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C46	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C47	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6

C48	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C49	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C50	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C51	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C52	5	3	7	4	4	4	3	4	4	4
C53	5	5	7	4	6	7	3	4	6	6
C54	1	3	4	4	3	1	3	3	2	3
C55	1	3	4	4	3	1	3	3	2	3
C56	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C57	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C58	1	7	3	1	3	3	3	3	3	3
C59	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C60	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C61	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C62	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C63	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C64	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C65	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C66	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C67	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C68	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C69	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C70	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C71	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C72	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C73	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C74	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C75	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C76	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C77	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3
C78	1	3	4	1	3	1	1	5	4	3

Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Bewertung Gewässerbettdynamik	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Stoffrückhalt	Bewertung Auendynamik	Gesamtbewertung Gewässerstrukturgüte
C79	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C80	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2

C81	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C82	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C83	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C84	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C85	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C86	1	3	1	4	2	4	3	3	3	2
C87	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C88	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C89	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C90	1	1	4	4	2	1	3	3	2	2
C91	1	3	1	4	2	4	3	3	3	2

A2 - Tabellen - Ergebnisse TRiSHa

2006 - "Auf der Weide" - Weide 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)											zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser-führung		
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W1-18-01		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-18-02		3	1	2	3										3		3			1	1
W1-18-03		3	1	2	3												3				2
W1-18-04		3	1	2	3												3				2
W1-18-05		3	1	2	3												3				2
W1-18-06		3	2								1				2	3	3	3	3	2	2
W1-18-07		3	2								1			3	2	3	3	3	3	1	1
W1-18-08		3	2	3	3						2						3				3
W1-18-09		3	1	2	3												3				3
W1-18-10		3	1	2	3												3				3
W1-18-11		3	1	2	3										3		3			1	3
W1-18-12		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-19-01		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-19-02	3	2	1	3									1		3	3	3			3	4
W1-19-03		3	1	2	3												3				4
W1-19-04		3	1	2	3																4
W1-19-05		3	2	3	3						2		3		3	3	3				4
W1-19-06		3	2								1			3	2	3	3	3	2	1	2
W1-19-07		3	2								1			3	2	3	3			2	2
W1-19-08	3	2	3								2		1	3	3					4	5
W1-19-09	3	2	3								2		1	3	3					4	5
W1-19-10	3	2	2	3							3		2	3	3						5
W1-19-11		2	1	3									3	3	3					3	5
W1-19-12		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-20-01		3	1	2	3						3	3				3	3	3	2	3	2
W1-20-02	3	2	2	3																4	4
W1-20-03	3	2	2	3									1	3	3					4	5
W1-20-04		2	2										2	3	3						5
W1-20-05		2	2								3		2	3	3					2	5
W1-20-06		3	3	3							1				2	3	3			1	2
W1-20-07		3	3	3						3	1				2	1	2	1		1	1

W1-20-08	3	2	3							2		3	3	3					3
W1-20-09	3	1	2							3		2	3	3					4
W1-20-10	2	1	2									1	3	3					5
W1-20-11	3	1	2									3	3	3				3	5
W1-20-12		3	2	2														1	3
W1-21-01			3	2	2	1									3	3	3	1	1
W1-21-02		3	2	2	3										3	3			1
W1-21-03	3	2	2	3															3
W1-21-04	3	2	2																5
W1-21-05		2	2	3						2					3	3			2
W1-21-06			3	3						1			3	3	3	3	3	1	1
W1-21-07			3	3						1			3	3	3	3	2	1	1
W1-21-08		3	3	3						2									1
W1-21-09		2	3							3									3
W1-21-10	3	1	3																5
W1-21-11		3	3	2	2	3									3	3			3
W1-21-12			3	3	2	1									3	3	1	3	1
W1-22-01			3	3	2	3				2					2	2	1		1
W1-22-02		3	1	3											3	3			2
W1-22-03	3	2	1	3															4
W1-22-04	3	2	1	3															3
W1-22-05		3	1	3											3	3			2
W1-22-06				3	3					1			3	3	3	3	2	2	1
W1-22-07				3	3					1			3	3	3	3	2	2	1
W1-22-08		3	2	2	3										3	3			3
W1-22-09	3	2	2	3															4
W1-22-10		3	2	2	3										3	3			2
W1-22-11		3	2	2	3										3	3		4	1
W1-22-12		3	2	3		1									3	3	2	2	1
W1-23-01				3	3	1										3		0	0
W1-23-02	3	2	2	3											3	3			1
W1-23-03	3	2	2	3											3	3			2
W1-23-04	3	2	2																4
W1-23-05		2	2	3						3					3	3			2
W1-23-06			3	3	3					1			3	3	3	3	3	1	1
W1-23-07		2	2	3						3					3	3			3
W1-23-08	3	2	2																4
W1-23-09	3	2	2	3											3	3			3
W1-23-10	3	2	2	3											3	3			2
W1-23-11				3	3	1				3					2	2	1	1	1
W1-24-01					3	2				2	2				3	3	2	3	1
W1-24-02		2	2	3											3	3			1
W1-24-03		2	2	3											3	3			2
W1-24-04		2	2	3						3					3	3			3
W1-24-05		3	3							1			3	3	3	3	2	2	1
W1-24-06		3	3							1				3	3	3		2	2
W1-24-07		2	2	3											3	3			3
W1-24-08		2	2	3											3	3			2
W1-24-09		3	1	2	3										3	3			1
W1-24-10			3	3	2	1				3					3	3		2	1
W1-25-01			3	2	2	2				3				3	3	3	3	1	1

W1-25-02		3	2	2	3										3	3					1
W1-25-03		3	1	3											3	3					2
W1-25-04		3	1	3							3				3	3					3
W1-25-05			3	3						1				3	3	3			1		2
W1-25-06			3	3						1				3	3	3			1		2
W1-25-07		3	1	3						3					3	3					3
W1-25-08		3	1	2											3	3					2
W1-25-09		3	3	2	2	3									3	3					1
W1-25-10					3	1				3					2	3	2		2		1
W1-26-01					3	1				2					2	3	2		2		1
W1-26-02		3	2	2	3										3	3					1
W1-26-03		3	1	3											3	3					2
W1-26-04		3	1	3											3	3					3
W1-26-05		3	3							1			3	3	3	3		3	2		1
W1-26-06		3	3							1			3	3	3	3		3	2		1
W1-26-07		3	1	3											3	3					3
W1-26-08		3	2	2	3										3	3					2
W1-26-09		3	2	2	3										3	3					1
W1-26-10		3	2	2	3	3									3	3			1		1
W1-27-01		3	2	3	3	2									3	3			2		1
W1-27-02		3	2	2	3										3	3					1
W1-27-03		3	2	2	3										3	3					2
W1-27-04		3	1	3											3	3					3
W1-27-05		3	3							1			3	3	2	2			2		1
W1-27-06		3	3							1			3	3	3	3	3		2		1
W1-27-07		3	1	3											3	3					3
W1-27-08		3	1	3											3	3					2
W1-27-09		3	2	2	3										3	3					1
W1-27-10		3	2	2	3	3									3	3	2	2			1

2006 - "Auf der Weide" - Weide 2

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W2-31-01						3			1	3						1	2			2	1
W2-31-02			2	2	3								2			3	3			7	1
W2-31-03			2	2	3											3	3			8	1
W2-31-04		2	2	2												3	3			11+	2
W2-31-05				3	3	3				3	1				3	3	3			2	1
W2-31-06						3			3	3	1				3	2	2		3	1	1
W2-31-07						3			3	3	1				3	2	2		3	1	1
W2-31-08					3	3				3	1				3	3	3			2	1
W2-31-09		2	2	2												3	3			11+	2
W2-31-10			2	2	3											3	3			8	1
W2-31-11					3	2					2					3	3	3		6	1
W2-31-12						3			3	3	1				3	3	3	3		1	1
W2-32-01			3			3				3	1				3	2	3			2	1
W2-32-02		3	2	2	3											3	3			9	1
W2-32-03			3	1	3											3	3			10	2
W2-32-04		3	2	2												3	3			11+	2
W2-32-05		3	2	2							3					3	3			11+	2
W2-32-06										3	1				3	3	3			2	1
W2-32-07										3	1				3	2	2			2	1
W2-32-08		2	2	2							3					3	3			11+	2
W2-32-09		3	2	2	3											3	3			11	2
W2-32-10		3	2	2	3											3	3			10	2
W2-32-11		3	2	2	3											3	3			9	1
W2-32-12					3	3			3		1				3	3	3		2	2	1
W2-33-01			3	3	3	3			2							3	3	2	1	3	1
W2-33-02		3	2	1	3											3	3			10	1
W2-33-03			2	1	3											3	3			11	2
W2-33-04	3	2	2	2												3	3			11+	2
W2-33-05		2	2	2							3					3	3			11+	2
W2-33-06						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
W2-33-07						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
W2-33-08	3	2	2	2												3	3			11+	2
W2-33-09		2	2	2												3	3			11	2
W2-33-10	3	2	2	3												3	3			10	1
W2-33-11		3	2	2	3											3	3			8	1
W2-33-12						3			1	2						3	3	2	3	2	1
W2-34-01						3			1	2						3	3	2	3	3	1
W2-34-02		2	2	2												3	3	3		8	1

W2-34-03		3	2	2	3										3	3			10	1
W2-34-04	3	2	2	3											3	3			11+	1
W2-34-05		2	2	3						2					3	3			11+	1
W2-34-06						3				3	1				3	3	2	3	2	1
W2-34-07				3	3	3				3	1				3	2	2	2	1	1
W2-34-08	3	2	2	2							3				3	3			11	1
W2-34-09	3	2	2	2											3	3			11	1
W2-34-10			2	2	2											3			9	1
W2-34-11		2	2	2											3	3			8	1
W2-34-12			3	3	3	3				3	3				3	2	2		1	1
W2-35-01					3	3				2	2	3			3	2	2	3	3	1
W2-35-02		3	2	2	3									3		3	3	3		1
W2-35-03	2	2	3	2											3	3			10	1
W2-35-04		2	2	3											3	3			11	1
W2-35-05		2	3	3							2			3		3	3		9	1
W2-35-06											1				3	2	2	2		1
W2-35-07											1				3	1	2	1	3	1
W2-35-08	3	2	2	3							3				3	3			10	1
W2-35-09	3	2	2	3											3	3			11	1
W2-35-10		2	2	2											3	3			10	1
W2-35-11		2	2	2											3	3	3		8	1
W2-35-12						3				2	2					2	2	3	3	1
W2-36-01						3				2	3					3	3			1
W2-36-02		3	3	2	3	3									3	3			11	1
W2-36-03		2	2	2										3		3	3		10	1
W2-36-04	2	2	3												3	3			10	1
W2-36-05	3	2	2	2											3	3			9	1
W2-36-06						3					1				3	2	3	2		1
W2-36-07						3					1				3	2	3		2	1
W2-36-08	3	2	2	2											3	3			10	1
W2-36-09		1	2												3	3			10	1
W2-36-10		2	2	2											3	3			9	1
W2-36-11		3	2	2	3									2		3	3		4	1
W2-36-12				3	2	1					3			2		3	3	3		8
W2-37-01		3	2	3	3	3					1				3	3	3			1
W2-37-02		2	2	3	3									3		3	3		8	1
W2-37-03			3	2	2	3								2		3	3		9	1
W2-37-04	2	2	3	3											3	3	3		9	1
W2-37-05		2	3	3	3										3	3			9	1
W2-37-06			3	2	3	2					3				1	2	1	2	2	1
W2-37-07											1				3	1	2	1	1	1
W2-37-08		2	3	3	3										3	3			7	1
W2-37-09		2	3	3	3								2		3	3			8	1
W2-37-10		2	3	3	3								2		3	3			7	1
W2-37-11		3	2	2	3								3		3	3			10	1
W2-37-12			2	3	3	3					2				3	3	3	3	2	1
W2-38-01			2	2	3	3					3				3	3	3		3	1
W2-38-02			3	2	2	3								3		3	3	3	3	1
W2-38-03		2	3	3	2	3								2	3	3	3	3	7	1
W2-38-04	3	2	2	3	3										3	3	3		7	1
W2-38-05		2	3	3	2	3									3	3	3		6	1

W2-38-06				3	3	2					2				3	2	3	3	1	1	1
W2-38-07			3	3	3	3					1				3	2	3	3	1	1	1
W2-38-08		2	3	2	2	3							2		3	3	3			5	1
W2-38-09		2	3	2	3										3	3	3			7	1
W2-38-10	2	3	3	3									2	3	3	3	3			8	1
W2-38-11	3	2	3	3	2	3									3	3	3			11	1
W2-38-12					3	3					1				3	3	3		2	1	1
W2-39-01											1				3	3	3	2	2	1	1
W2-39-02			3	2	1	3									3	3	3			11	1
W2-39-03	3	2	3	3											3	3	3			7	1
W2-39-04		3	2	1	3										3	3	3			6	1
W2-39-05		3	2	2	3										3	3	3			5	1
W2-39-06			3	3		2					1					3	3	2	3	1	1
W2-39-07			3	3		2					1					3	3	2		1	1
W2-39-08	3	3	3	2	3						3		2	3	3		3			5	1
W2-39-09	2	3	3	2	3										3	3	3	3		7	1
W2-39-10	1		3	3	3										3	3	3			10	1
W2-39-11			3	2	1	3									3		3			11	1
W2-39-12											1				3		3	2	2	1	1
W2-40-01			3	3	3	3				3	1	3			3	3	2			6	1
W2-40-02		2	2	3		2							2				3			7	1
W2-40-03		2	2	3		3							3				3			8	2
W2-40-04		2	2	3		3							2				3			7	2
W2-40-05		3	3	2	3	3							3			3	3			5	1
W2-40-06		3	2	3	3	3					1				3	3	3	2		1	1
W2-40-07		3	2	3	3	3					1				3	3	3	2	3	1	2
W2-40-08		3	2	2	3						2		3	3	3		3			2	3
W2-40-09		2	3	3	3									3	3		3			4	3
W2-40-10		3	2	2	3								2	3	3		3			6	2
W2-40-11		3	2	2	3								3	3	3		3			6	2
W2-40-12			3	2	3						1		3	3	2	3	3	3		3	3

2006 - "Auf der Weide" - Weide 3

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W3-73-01					3	1										3	3	3		0	0
W3-73-02				3	3	1									3	3	3	3		1	1
W3-73-03				2	2	2									2	3	3	3		1	1
W3-73-04			3	2	2	2									2	3	3	3		2	1
W3-73-05			3	3	3	2						3			2	2	2		3	1	1
W3-73-06		3	3	3	3	2						3			2	2	2	1		2	1
W3-73-07				3	3	1									3	3	3	3		1	1
W3-73-08				3	3	1									3	3	3	3		1	1
W3-73-09				3	3	1						3			3	3	3			1	1
W3-73-10					3	1										3	3	3	3	0	0
W3-74-01					3	1										2	3	2	2	0	0
W3-74-02				3	3	1									2	3	3	3		1	1
W3-74-03			3	2	3	1									2	3	3	3		2	1
W3-74-04			3	2	3	2									2	3	3	3		2	1
W3-74-05		3	2	2	3	3									2	3	3			1	1
W3-74-06			2	2	2	3									2	2	2			2	1
W3-74-07			3	2	2	2									3	3	3			2	1
W3-74-08				3	2	1									3	2	3	3		2	1
W3-74-09					3	1									3	3	3	2		1	1
W3-74-10					3	1										2	2	2		1	1
W3-75-01						3			1	1		3				3	2			0	0
W3-75-02						3			2	1					2	2	1	3		1	1
W3-75-03						3			2	1					3	3	1	3		3	1
W3-75-04						2			3	2					3	2	2	3		3	1
W3-75-05			2	2	3	2				3					2	3	2			2	1
W3-75-06			3	2	2	3									2	2	3	3		2	1
W3-75-07				2	2	2									3	3	3			4	1
W3-75-08				3	3	1									3	3	3	3		4	1
W3-75-09				3	3	1			3	3						3	3			4	1
W3-75-10						1			2	2					2	3	2	2		2	1
W3-76-01			3	3	3	1				3					3	3	2			1	1
W3-76-02				3	3	1				3					3	3	3	3		3	1
W3-76-03				3	3	1				3					3	3	3			4	1
W3-76-04					3	1				3					3	3	3			4	1
W3-76-05		3	3	3	3	1									2	2	2	1		2	1
W3-76-06					3	1			3	3					2	2	2	1		2	1
W3-76-07					3	1				3					3	3	3			4	1
W3-76-08					3	1				2					3	3	3			5	1

W3-76-09				3	1			2				3	3	3			5	1
W3-76-10		3	2	2	3	3						2	3	2			1	1
W3-77-01	3	2	2	3	3	3						2	3	1			1	1
W3-77-02				3	3	1		3				3	3	3			4	1
W3-77-03				3	3	1		3				3	3	3			3	1
W3-77-04				3	3	1		3				3	3	2			3	1
W3-77-05					3	1		3				3	2	2	2		1	1
W3-77-06			3	3	3	1		3				3	3	2	3		1	1
W3-77-07					3	1		3				3	3	2			2	1
W3-77-08					3	1		2				3	3	3			3	1
W3-77-09					3	2		1				3	3	3			4	1
W3-77-10			3	2	3	2		2				3		3			1	1
W3-78-01			3	2	2	2		3				3		3			1	1
W3-78-02					3	1		2				3	3	3			3	1
W3-78-03					3	1		2				3	3	3			3	1
W3-78-04					3	1		2				3	3	3			3	1
W3-78-05			3	2	2	2						3	3	3			1	1
W3-78-06			3	2	2	2						3	3	3			1	1
W3-78-07					3	1		3				3	3	3			4	1
W3-78-08					3	1		2				3	3	3			5	1
W3-78-09					3	1		2				3	3	3			4	1
W3-78-10		3	2	2	3	2						2	3	3	3	3	2	1
W3-79-01		3	2	2	3	3			3			3	3	3		3	1	1
W3-79-02				3	3	1		3				3	3	3			4	1
W3-79-03				3	3	1		3				3	3	3			5	1
W3-79-04				3	3	1		2				3	3	3			6	1
W3-79-05		3	2	2	3	2						3	3	3	3		2	1
W3-79-06			2	2	2	3						2	3	3			1	1
W3-79-07			3	2	2	2						3	3	3			4	1
W3-79-08				3	2	1						3	3	3			5	1
W3-79-09					3	1		3				3	3	3			4	1
W3-79-10		3	2	2	2	3			3			2	3	2			1	1
W3-80-01		3	2	2	2	3						2	3	2			1	1
W3-80-02			3	3	2	1		3				3	3	3			4	1
W3-80-03					3	1		3				3	3	3			5	1
W3-80-04					3	1		3				3	3	3			6	1
W3-80-05		3	2	2	2	3						2	3	3			1	1
W3-80-06		3	2	2	2	3						2	3	3			1	1
W3-80-07				3	2	2						3	3	3			5	1
W3-80-08					3	1						3	3	3			6	1
W3-80-09					3	1		3				3	3	3			5	1
W3-80-10			3	2	2	2						2	3	3	3		1	1
W3-81-01			3	2	2	2						2	3	2	3		1	1
W3-81-02				3	2	1		3				3	3	3			5	1
W3-81-03					3	1		2				3	3	3			5	1
W3-81-04					3	1		2				3	3	3			7	1
W3-81-05				2	2	2		3				2	3	2			2	1
W3-81-06				2	2	2		3				2	3	2			2	1
W3-81-07				3	2	1						3	3	3			8	1
W3-81-08					3	1		3				3	3	3			7	1
W3-81-09					3	1		3				3	3	3			6	1

W3-81-10	3	3	3	2	2	2			3					2	2	2			1	1
W3-82-01			3	2	2	3								2	3	2			1	1
W3-82-02			3	2	2	3								3	3	3			6	1
W3-82-03				3	3	1			3					3	3	3			8	1
W3-82-04					3	1			3					3	3	3			8	1
W3-82-05						1			3					3	3	3			8	1
W3-82-06		3	2	2	3	3								2	3	2			2	1
W3-82-07			3	3	3	2					3			2	2	2			2	1
W3-82-08			3	3	3	2								3	3	3			8	1
W3-82-09					3	1			3					3	3	3			9	1
W3-82-10					3	1			3					3	3	3			9	1
W3-82-11					3	1			3					3	3	3			11	1
W3-82-12		3	2	2	2	3					3			2	3	2			2	1

2006 - "Auf der Weide" - Weide 4

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser- führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W4-86-01		3	2	1	3	3									3	3	3			1	1
W4-86-02			3	2	2	2														11	2
W4-86-03		3	2	1	3	3														8	2
W4-86-04		3	2	1	3	3									3	3	3			1	1
W4-86-05		3	2	1	3	3						2				3	3			2	1
W4-86-06		3	2	1	3	3														9	2
W4-86-07		3	2	1	3	3							3		3					7	2
W4-86-08		3	2	1	3	3									3	3	3	3		1	1
W4-87-01		3	2	1	2	3									3		3			1	1
W4-87-02					3	1														8	1
W4-87-03			3	3	3	2				3										11+	1
W4-87-04						2				1						3	3	3		10	1
W4-87-05						2				1		3				2	2	1		1	1
W4-87-06		3	3	2	3	2									3	3	3		2	1	1
W4-87-07		3	3	2	3	2														9	1
W4-87-08			3		3	1			3											9	1
W4-87-09			3	3	3	2			3				3		3					7	1
W4-87-10				3	3	2			1				3			3		3		1	1
W4-88-01				3	3	2			1						3	3	3	3		1	1

W4-88-02			3	3	3	2			3			3							7	1
W4-88-03			3		3	1			3										9	1
W4-88-04		3	3	2	3	2													9	1
W4-88-05			3	2	3	2							3	3	3		2		1	1
W4-88-06			3	2	2	2							3	3	3		3		1	1
W4-88-07		3	2	2	3	3													9	2
W4-88-08		3	2	2	3	3			3			3							7	2
W4-88-09		3	2	2	3	3							3	3	3		3		1	1
W4-89-01			3	3	3	1			3				3	3	3		3		2	1
W4-89-02			3	3	2	2			3			2							9	2
W4-89-03			3	2	2	3						2							6	2
W4-89-04		3	2	2	3	3					3		3	3	3				1	1
W4-89-05			3	2	2	2							3	3	3				1	1
W4-89-06			3	2	2	3													10	2
W4-89-07			3	3	2	2			3										9	2
W4-89-08			3	2	2	3													8	1
W4-89-09			3	2	2	2							3	3	3		3		1	1
W4-90-01			3	3	3	1							3	3	3		3		2	1
W4-90-02			3	3	2	2						2							9	1
W4-90-03			3	2	2	2						2							10	2
W4-90-04			3	2	2	2						2							7	2
W4-90-05			3	2	2	2							3	3	3	3			1	1
W4-90-06			3	2	2	2							3	3	3	3			1	1
W4-90-07			3	2	2	2						3							8	2
W4-90-08			3	2	2	2													10	2
W4-90-09				3	3	1								3	3				10	1
W4-90-10			3	3	3	1							3	2	2		3		2	1
W4-91-01			3	2	2	3						2							6	2
W4-91-02			3	2	2	3							3						1	2
W4-91-03			3	2	2	3							3						1	2
W4-91-04		3	3	2	2	3						2		3					6	2
W4-91-05			3	2	2	3						3		3	3				6	2
W4-92-01			3	1	2								3						1	3
W4-92-02			3	2	3	3						2							5	3
W4-92-03			3	2	3	3			3				3						1	2
W4-92-04			3	2	2	3							3				2		2	3
W4-92-05				3	2	2			3			3							5	3
W4-92-06			3	1	2	3							3						1	2
W4-92-07			2	2	3								3				3		2	3
W4-92-08			2	2	3							2							5	3
W4-92-09			3	2	2	3							3	3					1	2
W4-93-01						1								2	3	2			1	1
W4-93-02					3	1			3					2	2				6	1
W4-93-03			3	2	2	2			3			2							8	2
W4-93-04			3	2	2	2			3			3							8	2
W4-93-05			3	2	2	2							3	2	3				3	1
W4-93-06						1							3	1	2	3			3	1
W4-93-07						1								1	2	2			0	0
W4-93-08						1								2	2	2			1	1
W4-94-01					3	1			2					1	1		3		0	0
W4-94-02				3	2	1			3					3	2	2			1	1

W4-94-03			3	2	1	3								3	3	3			1	1
W4-94-04			3	2	1	3									3	3		1	0	0
W4-94-05			3	3	3	2			3						3	3		1	0	0
W4-94-06			3	3	1	2								3	2	2			1	1
W4-94-07						1			3					3	2	2			1	1
W4-94-08					3	1			2						1	1		2	0	0
W4-95-01						2				3	1	3		3	3	3	3		2	1
W4-95-02						2				3	1				3	3	3		6	1
W4-95-03						2					1				3	3	3		6	2
W4-95-04											1			3	2			3	2	2
W4-95-05		3	2	1	2	3								3				2	1	1
W4-95-06				3	2	1									3	3	3		1	1
W4-95-07						1			3	3					2	2	2	2	0	0
W4-95-08						1			3	3					2	2	2	2	0	0

2006 - "Gisselberger Straße" - Gissel 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser-führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büscheilig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
G1-01-01					3	3					1				3	3	3	3		1	1
G1-01-02						1					3								1	0	0
G1-01-03					3	3					1		3		3		3			2	2
G1-01-04			3	3							1		1		3					6	3
G1-01-05				3	3	3					1		2	3	3	3	3			4	3
G1-01-06			1	2	3						3								2	0	0
G1-01-07			1	2	3						3		3		3	3	3	3		2	2
G1-01-08				3	3						1		3	3	2	3	3	3	2	1	2
G1-01-09				2	2	3					3						3			0	0
G1-01-10			3	3							1		3	3	2					5	3
G1-01-11			3	3							1		2	3	2					4	3
G1-01-12		3	3	3							2		2	3	2					3	3
G1-01-13			3	3	2	2					3				3	3	3			1	2
G1-01-14				3	3	3					1				3	3	3	3		1	1
G1-01-15				3	3	3					1				3	3	3	3		1	1
G1-01-16				2	2	2					3				3	3	3			4	2
G1-01-17		2	2	2									2	3	3		3			6	2
G1-01-18	3	2	2	3									1	3	3					5	3

G1-01-19		2	2	3						2		3		3				4	3
G1-01-20			2	2	3					3				3		3		1	2
G1-01-21				3	3	3				1				3	3	3	3	2	1
G1-02-01				3	3	2				2				3	3	3	3	2	2
G1-02-02		3	2	2	3									3		3		2	1
G1-02-03			2	2	3					3		2	3	3				4	2
G1-02-04		3	2	2								1	3	3				5	3
G1-02-05			2	2	3							1	3	3				3	2
G1-02-06			2	2	3					3		1	3	3				2	2
G1-02-07			3	2	3	2				2				3	3	3	3	1	1
G1-02-08				3	2	1				3				3	3	3	3	2	1
G1-02-09		3	2	2	3							1	3	3				4	2
G1-02-10		3	2	2	3							1	3	3				5	2
G1-02-11	3	3	2	3								1	3	3				4	3
G1-02-12	3	3	2	3								1	3	3				4	2
G1-02-13		2	2							2		1		3			3	1	2
G1-02-14				3	3	2				2				3	3	3	3	2	1
G1-02-15		3	2	3						2				3	3	3		1	1
G1-02-16		3	2	2						3				3				1	2
G1-02-17		3	2	3						2		2	3	3				3	3
G1-02-18		2	2	3						2		2	3	3				4	3
G1-02-19		2	2	3								2	3	3				7	2
G1-02-20	3	2	2	3	3							2	3	3				6	2
G1-02-21				3	3	1				3					3	3	2	2	1
G1-03-01			3	3	3	2				1					3	3	3	1	1
G1-03-02		3	2	2	3							2	3	3				6	2
G1-03-03		3	2	2	3							2	3	3				6	2
G1-03-04		3	2	2	3									3				5	2
G1-03-05	3	2	2	3								3	3	3				4	2
G1-03-06		3	2	2	3					3				3	3	3		1	2
G1-03-07				3	3	3				2				3	3	3	1	1	1
G1-03-08		3	2	3	3	2				3				3	3	3	1	1	1
G1-03-09		3	2	2	3	3				3				3	3	3		1	1
G1-03-10	3	2	3	3	3	3								3	3	3		3	1
G1-03-11	3	2	3	3										3	3	3		5	2
G1-03-12	3	2	3	3										3			3	7	2
G1-03-13	3	2	3	3	3									3				7	3
G1-03-14			3	3	3	2				1				3	2	3	3	1	1
G1-03-15			3	3	3	3				1				3	2	3	3	2	2
G1-03-16		3	2	2	3					3				3				6	3
G1-03-17		3	2	2	3									3				8	2
G1-03-18		3	2	2	3									3				8	2
G1-03-19				3	3	3				1			3	2	3	3		6	2
G1-03-20			3	3	3	3				2		3		3	3	3	3	4	1
G1-03-21				3	3	1				3				3	2	3	2	1	3
G1-04-01			3	3	3	1				3	2				3	3	3	2	1
G1-04-02			2	2	3	3				3					3	3	3		2
G1-04-03			3	2	2	3									3	3	3		7
G1-04-04		3	2	2	3										3	3	3		8
G1-04-05		3	2	2	3										3				9
G1-04-06			3	3	3					1		3		2	3	3		6	3

G1-04-07			3	3	3	2					2				3	2	3	2	3	2	1
G1-04-08			3	3	3	2				2				3	3	3	3	3		1	1
G1-04-09	2	3	2	3								3		3	3	3				6	1
G1-04-10		2	2	3										3						9	2
G1-04-11		2	2	3										3						10	2
G1-04-12		2	2	2										3						9	1
G1-04-13			2	3	3					2				3	3	3				5	1
G1-04-14			3	2	3	3				2	3			3	3	3	3			1	1
G1-04-15			3	3	3	2				2				3	3	3	3	3		1	1
G1-04-16			3	3	3	3				2				3	3	3				3	1
G1-04-17		2	2	3										3	3	3				7	1
G1-04-18	3	2	2	3										3						8	2
G1-04-19		3	2	2	3									3						9	2
G1-04-20		3	2	2	3									3	3	3				8	1
G1-04-21						3				3	1			3	3	2	3			2	1
G1-05-01					3	2			3	2					2	3	3			2	1
G1-05-02		3	2	3						3				3	3	3				7	1
G1-05-03		2	2	3										3						9	2
G1-05-04	3	2	2	3										3						10	2
G1-05-05		2	2	3										3	3	3				9	1
G1-05-06			3	3	3	3				2				3	3	3				6	1
G1-05-07				3	3	2				2				3	2	3	3			1	1
G1-05-08				3	3	2				2				3	2	3	3			1	1
G1-05-09			2	2	3					3				3	3	3				5	1
G1-05-10	2		3	3	3									3	3	3				8	1
G1-05-11		3	2	2	3									3						9	2
G1-05-12	2	2	3	3										3						9	2
G1-05-13		2	2	2						3				3	3	3				7	1
G1-05-14					3	2				3	3	3			2	3	2			2	1
G1-05-15					3	2				3	3				2	3	2			2	1
G1-05-16		2	2	2										3	3	3				8	1
G1-05-17		2	2	3										3	3	3				9	1
G1-05-18		2	2	2	3									3						9	2
G1-05-19		2	2	2	3									3						8	2
G1-05-20		2	2	3	3					3				3	3	3				7	1
G1-05-21				3	3	2				2				3	2	3	3			1	1
G1-06-01						1				3	2				3	2	3	2		1	1
G1-06-02			3	2	3					2				3	3	3				6	1
G1-06-03	3	2	2	3										3	3	3				8	1
G1-06-04	3	2	2	3										3						9	2
G1-06-05	3	2	2	3										3	3	3				9	1
G1-06-06			3	3	3					2		3		3	3	3				8	1
G1-06-07					3	2			3	3	3	2			2	3	2			2	1
G1-06-08					3	3			2	3	3	3			3	3				2	1
G1-06-09					3	3				3	2		1			3				6	1
G1-06-10		2	2	2										3	3	3				8	1
G1-06-11		2	2	3										3						9	2
G1-06-12		2	2	3										3						8	2
G1-06-13		3	2	2	3									3	3	3				7	1
G1-06-14						3				3	1			3	2	2	1			2	1
G1-06-15					3	3				3	1			3	3	3	2	3		2	1

G1-06-16		2	2	2											3	3	3			6	1
G1-06-17		2	2	3											3	3	3			8	1
G1-06-18		2	2	2											3					9	2
G1-06-19		2	2	3											3	3	3			8	1
G1-06-20					3	3				3	2		1		3	3	3			6	1
G1-06-21					3	3			2	3	3	3	3		3	3	3			2	1
G1-07-01					3	3			2	3	3		3		3	3	3	3		2	1
G1-07-02				3	3	3				3	2		1		3	3	3			7	1
G1-07-03		2	2	3											3	3	3			9	1
G1-07-04	3	2	2	3											3					10	2
G1-07-05		2	2	2											3	3	3			8	1
G1-07-06		3	2	2	3	3									3	3	3			6	1
G1-07-07						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
G1-07-08						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
G1-07-09		3	2	2	3										3	3	3			6	1
G1-07-10		2	2	2											3	3	3			8	1
G1-07-11		2	2	3											3					9	2
G1-07-12		2	2	3	3						3				3	3	3			7	1
G1-07-13				3	3	3				3	2		1		3	3	3			6	1
G1-07-14						3			3	2	3	3	3		3	3	3	3		2	1

2006 - "Gisselberger Straße" - Gissel 2

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
G2-19-01			3	3	3	2				3	3				3	3	3	3	1	3	1
G2-19-02		3	2	2	3										3	3				6	1
G2-19-03	3	2	2	3											3					7	2
G2-19-04	3	2	2	3											3					9	2
G2-19-05		2	2	3											3					7	2
G2-19-06		2	2	3											3	3		3		5	1
G2-19-07			1	2	3	3				3	3				3	2	2			1	1
G2-19-08		3	2	3	3	2				3	3				3	3	3			1	1
G2-19-09		2	2	3									3		3					5	1
G2-19-10		2	2	3									2		3					7	2
G2-19-11	3	2	2	3											3					7	2
G2-19-12	3	2	2	3											3					7	2
G2-19-13		2	2	3	3										3	3				6	1
G2-19-14		2	3	3	3	2					3				3	3	3	3	2	2	1
G2-19-15		3	1	2	3	2									3	3	3	2	2	2	1
G2-19-16		2	2	3											3					6	1
G2-19-17			2	3											3					7	2
G2-19-18			2	3											3					8	2
G2-19-19			2	3											3					7	2
G2-19-20			2	3	3										3					7	1
G2-19-21			2	3	3	3					3		2		3	3	3			1	1
G2-20-01					2	1				2	3				3	3	2			1	1
G2-20-02			2	2	3								3		3					4	1
G2-20-03		3	2	2	3								2		3					6	1
G2-20-04		3	2	2	3								3		3					8	2
G2-20-05			2	2	3										3					9	2
G2-20-06		3	2	2	3										3					8	1
G2-20-07			3	3	2	2										2	2	3	2	4	1
G2-20-08			3	3	3	1			3	3						2	3	3	3	2	1
G2-20-09		3	2	2	3										3					7	1
G2-20-10		3	2	2	3										3					9	1
G2-20-11		3	2	2	3										3					10	1
G2-20-12		3	2	2	3										3					10	1
G2-20-13	3	2	2	3									2		3					6	1
G2-20-14				3	3	2				3	3	3	3		2	3	2			1	1
G2-20-15			2	2	3						2				2	3	2	3		1	1
G2-20-16	3	2	2	3									2		3					7	1
G2-20-17		3	2	2	3										3					9	1

G2-20-18	3	2	2	3											3						9	1
G2-20-19		3	2	2	3										3						9	1
G2-20-20		3	2	2	2	3									3						8	1
G2-20-21			3	2	2	3				3	3				3	3	3				1	1
G2-21-01					3	1				2	3			3			3	3	3	3	1	1
G2-21-02		2	2	3										3		3					7	1
G2-21-03	3	2	2	3											3						7	1
G2-21-04	3	3	2	2	3										3						7	1
G2-21-05	3	3	2	2	3										3						7	1
G2-21-06		2	2	3										2		3					6	1
G2-21-07		3	2	2	3							3					3	2	3		1	1
G2-21-08			3	3	3	2					1				3	3	3				2	1
G2-21-09		2	2	3							3		1	3	3						8	1
G2-21-10		2	2	3									2	3	3						8	1
G2-21-11	3	2	2	3										3	3						8	1
G2-21-12		2	2	3											3						9	1
G2-21-13		2	2	3								3			3						8	1
G2-21-14					3	1				2	3				3	1	1	1			1	1
G2-21-15					3	2				1	3					2	2	3			1	1
G2-21-16		3	2	2	3										3	3		3			7	1
G2-21-17	3	2	2	3											3						7	1
G2-21-18		2	2	3											3						7	1
G2-21-19		2	2	3										3		3					7	1
G2-21-20		3	2	3								2		2	3	3					6	1
G2-21-21			3	3	3						3	1		3		2	3	3			1	1
G2-22-01											3	1		3		2	3	3			2	1
G2-22-02		2	2	3								3		1		2	3	3			8	1
G2-22-03		3	2	2	3									2		3					8	1
G2-22-04		3	2	2	3									3		3					8	1
G2-22-05	3	2	2	3																	9	1
G2-22-06		3	2	2	3											3	3			3	8	1
G2-22-07					3	1											3	3	3		1	1
G2-22-08					3	1											3	3	3		1	1
G2-22-09		2	2	3	3											3	3			2	6	1
G2-22-10	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-11	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-12	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-13		2	2	3	3							3		2	3	3					9	1
G2-22-14			3	3	3							2				3	2	2	3		1	1
G2-22-15			3	3	3							2				3	2	2	3		1	1
G2-22-16		2	3									2		2	2	3					7	1
G2-22-17	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-18		2	2	3	3	3										3					9	1
G2-22-19		2	2	3	3											3					9	1
G2-22-20	3	2	2	3												3					7	1
G2-22-21			3	3	3	2					3	3					2	2	2		1	1
G2-23-01			3	3	3	1					3					3	3	3			1	1
G2-23-02		3	2	3	3	3										3	3	3			4	1
G2-23-03	3	2	2	3												3					7	2
G2-23-04	3	2	2	3	3											3					8	2
G2-23-05		2	2	3	3	3								3	3	3					7	2

G2-23-06		2	2	3						3		2	3	3				6	1
G2-23-07			3	3						1				3	3	2		1	1
G2-23-08			3	3	3					1				3	3	3		1	2
G2-23-09		3	3	3						2		3	3	3				4	2
G2-23-10	3	3	3							2		2	3	3				4	3
G2-23-11	3	2	2									3	3	3				6	3
G2-23-12		2	2	3								2	3	3				6	3
G2-23-13		2	2	3								3		3				4	2
G2-23-14			3	3	3	2			2					3	3	3	3	1	1
G2-23-15			3	1	2	3								3	3	3	3	2	1
G2-23-16		3	1	3						3		2	3	3				2	3
G2-23-17	3	2	2	3						3		2	3	3				5	4
G2-23-18	3	2	2	3						3		2	3	3				5	4
G2-23-19	3	2	2	3									3	3				6	3
G2-23-20		2	2	3						2			3	3				4	2
G2-23-21		3	2	3		3				3	2			3	3	3	3	2	1
G2-24-01			3	3		3				3	2			3	3	2	2	3	3
G2-24-02		2	2	3						3		3	3	3				6	2
G2-24-03		2	2	3								2	3	3				5	3
G2-24-04	3	2	2	3						3		2	3	3				5	4
G2-24-05			1	2	3					3		2	3	3				5	4
G2-24-06			2	1	3								3	3				1	3
G2-24-07			3	1	2	3								3	3	2	3	1	1
G2-24-08			3	1	2	3				3				3	3	3	2	1	2
G2-24-09			2	1	3							3	3	3				2	3
G2-24-10		2	2	3						3		2	3	3				4	4
G2-24-11		2	2	3						3		1	2	3				6	4
G2-24-12			3	3	3					2		2	2	3				4	3
G2-24-13			3	3	3					2		2	2	3				3	2
G2-24-14		2	2	3	3	3				3				3	3	3	3	1	1
G2-24-15			2	3	3					2				3	3	3	3	1	2
G2-24-16			3	3	3					2		2	2	3				3	3
G2-24-17	3	2	3									2	3	3				6	4
G2-24-18	3	2	2									2	3	3				5	4
G2-24-19		3	1	3								2	3	3				3	3
G2-24-20		3	1	3										3				1	2
G2-24-21			3	3	3	3				2	2				2	1	2	5	1
G2-25-01				3	2	1				3					2	2	2	1	1
G2-25-02			2	2	3	3								3		3		5	2
G2-25-03		2	2	3								2	3	3				4	4
G2-25-04	3	2	2	3								2	3	3				6	4
G2-25-05	3	2	2	3						3				3				6	3
G2-25-06		3	2	3						3				3				3	2
G2-25-07			2	3	3					2				3	3	3		1	1
G2-25-08			3	3	3	3				3	1			3	1	2	1	1	1
G2-25-09		2	2	3						3				3	3	3		7	1
G2-25-10	3	2	2	3										3				8	3
G2-25-11	3	2	2	3										3				7	4
G2-25-12		2	1	3										3		3		2	3
G2-25-13		3	1	2	3									3				2	2
G2-25-14			3	3	2	1									1	2	1	1	1

2006 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser- führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C1-06-01									2	1						2	2	3		8	1
C1-06-02										1						3	2			11+	1
C1-06-03										1						3	2			11+	1
C1-06-04										1						3	2			11+	1
C1-06-05						3			3	1						3	2			10	1
C1-06-06						3			3	1						3	2			10	1
C1-06-07										1						3	2			11+	1
C1-06-08										1						3	2			11+	1
C1-06-09										1						3	2			11+	1
C1-06-10									2	1						2	2	3		6	1
C1-07-01									2	1						2	2	2		8	1
C1-07-02										1						3	2			11+	1
C1-07-03										1						3	2			11+	1
C1-07-04										1						3	2			11+	1
C1-07-05									2	1						3	2		2	10	1
C1-07-06									2	1						3	2	2		10	1
C1-07-07										1						3	2			11+	1
C1-07-08										1						3	2			11+	1
C1-07-09										1						3	2			11+	1
C1-07-10									2	1						2	2	2	3	7	1
C1-08-01									2	1						2	2	3		6	1
C1-08-02										1						3	2			11+	1
C1-08-03										1						3	2			11+	1
C1-08-04										1						3	2			10	1
C1-08-05						3			2	1						3	2	3	3	8	1
C1-08-06						3			2	1						3	2	3	3	8	1
C1-08-07										1						3	2			10	1
C1-08-08										1						3	2			11+	1
C1-08-09										1						3	2			11+	1
C1-08-10									2	1						2	2	3		6	1
C1-09-01									2	1						2	2	3		5	1
C1-09-02										1						3	2			11+	1

C1-09-03									1						3	2			11+	1
C1-09-04									1						3	2			9	1
C1-09-05						3			2	1					2	2	1	2	6	1
C1-09-06									2	1					2	2	3	2	6	1
C1-09-07									1						3	2			8	1
C1-09-08									1						3	2			11+	1
C1-09-09									1						3	2			11+	1
C1-09-10									2	1					2	2	3		6	1
C1-10-01									2	1					2	2	2		4	1
C1-10-02									1						3	2			11+	1
C1-10-03									1						3	2			11+	1
C1-10-04									1						3	2			7	1
C1-10-05									2	1					3	2	2	2	3	1
C1-10-06									2	1					3	2	2	3	4	1
C1-10-07									1						3	2			7	1
C1-10-08									1						3	2			11+	1
C1-10-09									1						3	2			11+	1
C1-10-10									2	1					2	2		2	4	1
C1-11-01									2	1					2	2	3		6	1
C1-11-02									1						3	2			11+	1
C1-11-03									1						3	2			11+	1
C1-11-04									1						3	2			8	1
C1-11-05									2	1					3	2		2	3	1
C1-11-06									2	1					2	2	3		2	1
C1-11-07									1						3	2			6	1
C1-11-08									1						3	2			9	1
C1-11-09									1						3	2			11+	1
C1-11-10									2	1					2	2	3		5	1
C1-12-01									2	1					2	2	2	3	3	1
C1-12-02									1						3	2			11+	1
C1-12-03									1						3	2			11+	1
C1-12-04									1						3	2			10	1
C1-12-05									2	1					3	2	2	2	2	1
C1-12-06									2	1					2	2	1		1	1
C1-12-07									1						3	2			9	1
C1-12-08									1						3	2			11+	1
C1-12-09									1						3	2			11+	1
C1-12-10									2	1					2	2	3		3	1
C1-13-01									2	1					2	2	2		3	1
C1-13-02									1						3	2			11+	1
C1-13-03									1						3	2			11+	1
C1-13-04									1						3	2			8	1
C1-13-05									1	2					3	2	3	2	2	1
C1-13-06									2	1					3	2	3	2	4	1
C1-13-07									1						3	2			10	1
C1-13-08									1						3	2			11+	1
C1-13-09									1						3	2			11+	1
C1-13-10									2	1					2	2	3	2	4	1
C1-14-01									2	1	3				2	2	2		5	1
C1-14-02									1						3	2			11+	1
C1-14-03									1						3	2			11+	1

C1-14-04										1						3	2			9	1
C1-14-05									3	1						3	2	3	2	1	1
C1-14-06									2	2						3	3		3	2	1
C1-14-07										1						3	2			8	1
C1-14-08										1						3	2			11+	1
C1-14-09										1						3	2			11+	1
C1-14-10									2	1						2	2		2	5	1
C1-15-01									2	1	3					2	2	3		4	1
C1-15-02										1						3	2			11+	1
C1-15-03										1						3	2			11+	1
C1-15-04										1						3	2			8	1
C1-15-05									2	1						3	2	3	2	2	1
C1-15-06									2	1						3	2	3	2	1	1
C1-15-07										1						3	2			8	1
C1-15-08										1						3	2			11+	1
C1-15-09										1						3	2			11+	1
C1-15-10									2	1	3					2	2	3		5	1

2006 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 2

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)								Wasser-führung		
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C2-44-01						3				3	1					2	2	3	2	4	1
C2-44-02										1						2	2			8	1
C2-44-03										1						2	2			11	1
C2-44-04										1			2			2	2			9	1
C2-44-05			2	3	3	3				3	1		1			3	3		2	4	1
C2-44-06			2	3	3	3				3	1		1			3	3		2	4	1
C2-44-07										1			2			2	2			8	1
C2-44-08										1						2	2			11	1
C2-44-09										1						2	2			8	1
C2-44-10						3				3	1					2	2		2	4	1
C2-45-01						3				3	1					3	3		2	4	1
C2-45-02										1						3	3			8	1
C2-45-03										1						3	3			10	1
C2-45-04										1			2			2	2			7	1
C2-45-05			2	3	3	3				3	1		1			3	3		2	4	1

C2-45-06			2	3	3	3				3	1		1			3	3		2	4	1
C2-45-07										1			2			3	3			8	1
C2-45-08										1						3	3			11	1
C2-45-09										1						2	2			8	1
C2-45-10						3				3	1					3	3		2	4	1
C2-46-01						3				3	1					2	2		2	4	1
C2-46-02										1						3	3			9	1
C2-46-03										1						2	2			11	1
C2-46-04										1			3			2	2			8	1
C2-46-05			2	3	3	3				3	1		2			3	3		2	4	1
C2-46-06			2	3	3	3				3	1		2			3	3		2	4	1
C2-46-07										1			3			2	2			8	1
C2-46-08										1						2	2			11	1
C2-46-09										1						3	3			9	1
C2-46-10						3				3	1					3	3	3	2	4	1
C2-47-01						3				3	1					2	2		2	4	1
C2-47-02										1						2	2			7	1
C2-47-03										1						2	2			10	1
C2-47-04										1						2	2			6	1
C2-47-05			2	3	3	3				3	1					3	3		2	4	1
C2-47-06			2	3	3	3				3	1					3	3		2	4	1
C2-47-07										1						2	2			8	1
C2-47-08										1						2	2			11	1
C2-47-09										1						3	3			8	1
C2-47-10						3				3	1					2	2		2	4	1
C2-48-01						3				3	1					2	2	2	2	4	1
C2-48-02										1						2	2			9	1
C2-48-03										1						2	2			11	1
C2-48-04										1						2	2			9	1
C2-48-05			3	2	3	3	3			3	3					2	3	3		6	1
C2-48-06				2	3	3	3			3	1					3	3		2	4	1
C2-48-07										1						2	2			6	1
C2-48-08										1						2	2			11	1
C2-48-09										1						3	3			7	1
C2-48-10						3				3	1					2	2	2	2	4	1
C2-49-01						3				3	1					2	2		2	3	1
C2-49-02										1						2	2			8	1
C2-49-03										1						2	2			11	1
C2-49-04										1						2	2			9	1
C2-49-05							3		2	3	1					3	2	3	3	3	1
C2-49-06						3				3	1					3	3		1	2	1
C2-49-07										1						2	2			8	1
C2-49-08										1						2	2			11	1
C2-49-09										1						2	2			8	1
C2-49-10						3				3	1					2	2	2	2	4	1
C2-50-01						3				3	1					2	2		2	3	1
C2-50-02										1						2	2			8	1
C2-50-03										1						2	2			11	1
C2-50-04										1						2	2			8	1
C2-50-05			3	2	3	3	3			3	3		2			2	3	3		3	1
C2-50-06						3				3	1					3	3		1	2	1

C2-50-07									1						2	2			8	1
C2-50-08									1						2	2			11	1
C2-50-09									1						2	2			8	1
C2-50-10						3			3	1					2	2		2	3	1
C2-51-01						3			3	1					2	2	3	2	3	1
C2-51-02									1						2	2			8	1
C2-51-03									1						2	2			11	1
C2-51-04						3	3		2						2	2			8	1
C2-51-05						3			3	1					3	3		2	2	1
C2-51-06						3			3	1					3	3		1	2	1
C2-51-07						3	3		2						2	2			9	1
C2-51-08									1						2	2			11	1
C2-51-09									1						2	2			8	1
C2-51-10						3			3	1					2	2		2	3	1
C2-52-01						3			3	1					2	2	3	2	4	1
C2-52-02									1						2	2			9	1
C2-52-03									1						2	2			11	1
C2-52-04				3	3	3	2		2	3					2	2			10	1
C2-52-05						3			3	1					3	3		2	3	1
C2-52-06		3	2	3	3	3			3	3					2	3	3		5	1
C2-52-07				3	3	3			2						2	2			11	1
C2-52-08									1						2	2			11	1
C2-52-09									1						2	2			9	1
C2-52-10						3			3	1					2	2	2	2	4	1
C2-53-01						3			3	1					2	2		2	3	1
C2-53-02									1						2	2			8	1
C2-53-03									1						2	2			11	1
C2-53-04				3	3	3	2		2	3					2	2			10	1
C2-53-05						3	3		3	3	1		2		3	2			2	1
C2-53-06						3	3		2	3	1				3	2	3		2	1
C2-53-07				3	3	3	2		2	3					2	2			8	1
C2-53-08									1						2	2			11	1
C2-53-09									1						2	2			9	1
C2-53-10						3			3	1					2	2	3	2	4	1

2006 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 3

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C3-54-01					3	2				1					3	3	3			2	1
C3-54-02						3				1					3					4	1
C3-54-03					3	2				1					3	3	3			2	1
C3-54-04					3	2				1					3	3	3			2	1
C3-54-05						3				1					3					4	1
C3-54-06					3	2				1					3	3	3		3	2	1
C3-55-01			3	3	3	1				2		3			3	2	3		2	1	1
C3-55-02				3	3	2				1										10	1
C3-55-03						3				1										11+	1
C3-55-04						3				1										10	1
C3-55-05			3	3	3	1				2		3								1	1
C3-55-06			3	3	3	1				2					3	2	3		3	1	1
C3-55-07				3	3	2				1										10	1
C3-55-08			3	3	3	1				3					3	2	3		2	1	1
C3-56-01			3	3	3	1									3					1	1
C3-56-02		3	3	3	3	1														6	1
C3-56-03				3	3	2			3	1										10	1
C3-56-04				3	3	2			3	1										10	1
C3-56-05				3	3	1				2										6	1
C3-56-06				3	3	1				3					3	2	3		3	1	1
C3-56-07				3	3	1				3					3	2	3		3	1	1
C3-56-08				3	3	1			3	2										8	1
C3-56-09				3	3	2			3	1										11+	1
C3-56-10				3	3	1			3	2										8	1
C3-56-11			3	3	1	1						2			3	2				1	1
C3-57-01		3			3	2							3		3	3	3			1	1
C3-57-02		3	3	3	3	2														4	1
C3-57-03		3	3	3	3	2				3										6	1
C3-57-04		3			3	2				3			3		3	3	3			1	1
C3-57-05				3	3	1				3					3	2	3		3	1	1
C3-57-06				3	3	1				2										6	1
C3-57-07					3	2				2										10	1
C3-57-08					3	2				1										10+	1
C3-57-09				3	3	1				2										10	1
C3-57-10		3	3	3	3	2				2										6	1
C3-57-11		3			3	2				3			3		3	3	3			1	1
C3-58-01			3	3	3	2					1				2	3	3			1	1
C3-58-02		3	2	2	3	3					1				2	3				2	2

C3-58-03			2	2	2	3					1				2	3	3			1	1
C3-58-04				3	3	3					1				2					2	2
C3-58-05						3				3	1				2	3	3			2	1
C3-58-06						3				3	1				3					4	1
C3-58-07						3				3	1				2	3	3			3	1
C3-59-01					3	2				2	3		3		3	3	3			1	1
C3-59-02						3				1	3									6	1
C3-59-03						3				1	3									8	1
C3-59-04						3				1	3									6	1
C3-59-05					3	2				2	3				3	3	3			1	1
C3-59-06				3	3	1				3	3					3	3		3	1	1
C3-59-07			3	3	3	2				3	1					3	3			5	1
C3-59-08					3	2				3	1		2	3	2	2	3		3	2	1
C3-60-01					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-60-02						3				1										6	1
C3-60-03					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-60-04					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-60-05						3				1										6	1
C3-60-06						3				1										6	1
C3-60-07					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-61-01					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-61-02					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-61-03					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-61-04						3				1										6	1
C3-61-05					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-62-01					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-62-02						3				1										4	1
C3-62-03					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-62-04					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-62-05					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-01					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-02						3				1										6	1
C3-63-03					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-04					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-05						3				1										6	1
C3-63-06					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1

2006 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 4

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C4-79-01						3			1	2							3			1	1
C4-79-02						3			1	2						3	3			4	1
C4-79-03				2	3	3			2	3						3	3			3	1
C4-79-04			3	2	2	3			2	3						3	3			7	1
C4-79-05			3	2	2	3			2	3						3	3			2	1
C4-79-06				3	3	3			1	3							3			1	1
C4-79-07						3			1	2							3			4	1
C4-79-08						3			1	2						3	3			9	1
C4-79-09						3			1	2							3			2	1
C4-79-10						3			1	2							3			1	1
C4-80-01						3			1	2							3			1	1
C4-80-02				2	3	3			2	2						3	3			4	1
C4-80-03				2	3	3			2	2						3	3			5	1
C4-80-04						3			1	2						3	3			5	1
C4-80-05				3	3	3			1	2							3	1		2	1
C4-80-06				3	3	3			1	2							3			2	1
C4-80-07			2	3	3	3			2	3							3			2	1
C4-80-08									1	1						3	3			5	1
C4-80-09						3			1	2						3	3			4	1
C4-80-10						3			1	2							3			1	1
C4-81-01						3			1	2							3			1	1
C4-81-02						3			1	2						3	3			3	1
C4-81-03						3			1	2						3	3			8	1
C4-81-04				3	3	3			1	2			3			3	3			10+	1
C4-81-05						3			1	2						3	3			1	1
C4-81-06						3			1	2						2	2			1	1
C4-81-07				3	3	3			2	2						3	3			10	1
C4-81-08				3	3	3			2	2						3	3			8	1
C4-81-09				3	3	3			1	2						3	3			6	1
C4-81-10				3	3	3			2	2						3	3			5	1
C4-82-01				3	3	3			1	2							3			1	1
C4-82-02						3			1	2						3	3			6	1
C4-82-03						3			1	2						3	3			10	1
C4-82-04						3			1	2						3	3			7	1
C4-82-05				3	3	3			1	2						3	3			1	1
C4-82-06						3			1	2						3	3			1	1
C4-82-07						3			1	2						3	3			10	1
C4-82-08				3	3	3			1	2						3	3			6	1

C4-82-09					3			1	2						3	3			4	1
C4-82-10					3			1	2						3				1	1
C4-83-01					3			1	2						3	3			1	1
C4-83-02					3			1	2						3	3			5	1
C4-83-03					3			1	2						3	3			8	1
C4-83-04					3			1	2						3	3			1	1
C4-83-05					3			1	2						3				0	0
C4-83-06					3			1	2						3				0	0
C4-83-07	2							1	2				3	3	3	3			2	1
C4-83-08			3	3	3	3		2	3						3	3			10	1
C4-83-09				3	3	3		2	3						3	3			5	1
C4-83-10					3			1	2						3	3			1	1
C4-84-01		3	3			3		1	3					3		3			1	1
C4-84-02			2	3	3	3		2							3				7	1
C4-84-03			3	3	3	3		2	3						3	3			11+	1
C4-84-04						3		1	2						3	3			11+	1
C4-84-05						3		1	2						3	3			11+	1
C4-84-06			3			3		1	2						3	3			8	1
C4-84-07					3			1	3						3	3			1	1
C4-85-01						3		1	2						2	3			1	1
C4-85-02						3		1	2						3	3			10	1
C4-85-03						3		1	2						3	3			10+	1
C4-85-04						3		1	2							3			10+	1
C4-85-05				3	3	3		1	3							3			9	1
C4-85-06				3		3		1	3							3			2	1
C4-85-07		2	2	3	3	3		3						3	3	3			1	1
C4-85-08						3		1	2					3	3	3			7	1
C4-85-09						3		1	2						3	3			8	1
C4-85-10						3		1	2					3	3	3			6	1
C4-86-01						3		2	1	2					3	3			1	1
C4-86-02						3			1	2					3	3			2	1
C4-86-03				3	3	2		2	2						3	3			5	1
C4-86-04			2	3	3	3		3	3						3	3			6	1
C4-86-05			2	3	3	3		3	3						3	3			5	1
C4-86-06								1	2						3	3			2	1
C4-86-07				3	3	3		3	1	3	3				3	3			1	1
C4-86-08						3		2	1	2					3	3			6	1
C4-86-09						3		2	1	2					3	3			3	1
C4-87-01						3			1	2					3	3			11+	1
C4-87-02						3			1	2					3	3			4	1
C4-87-03						3			1	3						3			0	0
C4-87-04						3			1	3						3			0	0
C4-87-05						3			1	2					3	3			1	1
C4-87-06						3			1	2					3	3			5	1
C4-88-01						3	3		1	2					3	3			11+	1
C4-88-02			3	3	3	3		2	2						3	3			10	1
C4-88-03			3	2	3	3		2	3						3	3			6	1
C4-88-04						3			1	2						3			3	1
C4-88-05						3			1	2						3			1	1
C4-88-06						3			1	2						3			1	1
C4-88-07						3			1	2						3			5	1

C4-88-08				3	3	3			1	2					3	3			8	1
C4-88-09						3			1	2					3	3			11+	1

2007 - "Auf der Weide" - Weide 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser-führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W1-18-01		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-18-02		3	1	2	3										2		3			1	1
W1-18-03		2	1	2	3										3		3			6	2
W1-18-04		3	1	2	3												3			9	2
W1-18-05		2	1	2	3												3			11	2
W1-18-06		3	2								1				2	3	3	3	3	2	2
W1-18-07		3	2								1			3	2	3	3	3	3	1	1
W1-18-08		3	2	3	3						2						3			9	3
W1-18-09		3	1	2	3												3			9	3
W1-18-10		2	1	2	3												3			7	3
W1-18-11		3	1	2	3								3		3		3	2		1	3
W1-18-12		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-19-01		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-19-02	3	3	1	2	3								2		3	3	3			2	4
W1-19-03		3	1	2	3												3			5	5
W1-19-04		3	1	2	3															7	4
W1-19-05		2	2	3	3						3		3		2	3	3			6	4
W1-19-06		3	2								1			3	2	3	3	3	2	1	2
W1-19-07		3	2								1			3	2	3	3			2	2
W1-19-08	3	2	3								2		1	3	3					4	5
W1-19-09	3	2	3								2		1	3	3					4	5
W1-19-10	3	3	1	3							3			3	3					6	5
W1-19-11		3	1	3									3	3	3					3	5
W1-19-12		3	1	2	3										2	3	2	1	3	3	1
W1-20-01		3	2	3	3	3					2	3			2	3	2	1	2	3	1
W1-20-02	3	3	1	3											3					4	3
W1-20-03	3	3	1	3										3	3					6	5
W1-20-04		2	2										2	3	3					5	5
W1-20-05		2	2								3		3	3	3					3	5
W1-20-06		3	3	3							1				2	3	3			1	2

W1-20-07		3	3	3						3	1				2	1	2	1		1	2
W1-20-08	3	2	3								2		3	3	3					5	4
W1-20-09	3	1	2								3		2	3	3					6	5
W1-20-10	2	1	2										3	3	3					5	5
W1-20-11	3	1	2										2	3	3					2	5
W1-20-12		3	2	2											3			3	3	3	3
W1-21-01		3	2	2	3	3										3	3	3		2	2
W1-21-02		3	2	3	3								2			3	3			3	3
W1-21-03	3	1	2	3																5	5
W1-21-04	3	1	2																	6	5
W1-21-05		2	2	3							2		3		3	3	3			3	3
W1-21-06			3	3							1			2	2	2	2	2	3	2	1
W1-21-07			3	3							1			2	2	1	1	1	3	1	1
W1-21-08	3	2	2	3							3									6	3
W1-21-09	3	2	2	3							3									7	4
W1-21-10	3	1	3																	6	5
W1-21-11		3	2	2	3	3									3	3	3			4	2
W1-21-12			2	3	3	1										2	2	3		2	1
W1-22-01			3	3	2	3				2						2	2	3	1	4	1
W1-22-02		3	1	3												3	3	3		7	1
W1-22-03	3	2	1	3												3	3			10	2
W1-22-04		2	1	3												3	3			11	5
W1-22-05		3	1	3												3	3			7	3
W1-22-06				3	3						1			3	3	3	3		2	2	1
W1-22-07				3	3						1			3	3	3	3		2	2	1
W1-22-08		3	2	2	3											3	3			8	3
W1-22-09	3	2	2	3																11+	4
W1-22-10		3	2	2	3	3										3	3			9	1
W1-22-11		3	2	3	3	1										3	3			5	1
W1-22-12		3	2	3		1										2	3	3	2	2	1
W1-23-01				3	3	1										2	3	2		1	1
W1-23-02			3	2	2	2										3	3			4	1
W1-23-03	3	2	2	2	3											3	3			8	1
W1-23-04	3	2	2																	11	4
W1-23-05		2	2	3							3					3	3			6	3
W1-23-06			3	3	3						1			3	3	3	3		3	1	1
W1-23-07		2	2	3							3					3	3			6	3
W1-23-08	3	2	2																	11	4
W1-23-09	3	2	2	2	3											3	3			10	2
W1-23-10		3	3	2	3											3	3			7	1
W1-23-11			3	2	2	1				3						2	2	3	1	2	1
W1-24-01					3	2				2	2					3	3		2	3	1
W1-24-02		2	2	3												3	3			8	1
W1-24-03		2	2	3												3	3			10	2
W1-24-04		2	2	3							3					3	3			11+	4
W1-24-05		3	3								1			3	3	3	3		2	2	1
W1-24-06		3	3								1				3	3	3			2	2
W1-24-07		2	2	3												3	3			11+	4
W1-24-08		2	2	3												3	3			10	2
W1-24-09		3	1	2	3											3	3			6	1
W1-24-10				3	3	2	1			3						3	3	2	1	3	1

W1-25-01			3	2	2	2					3					3	3	3		2	1
W1-25-02		3	3	2	2	3										3	3			6	1
W1-25-03		3	1	3												3	3			10	2
W1-25-04		3	1	3							3					3	3			11+	4
W1-25-05			3	3							1				3	3	3			1	2
W1-25-06			3	3							1				3	3	3			1	2
W1-25-07		3	1	3							3					3	3			11+	3
W1-25-08		3	1	2												3	3			9	2
W1-25-09		3	2	2	3	3										3	3			7	1
W1-25-10					3	1					3	2				2	3	2		3	1
W1-26-01					3	1					2					2	3	2		2	1
W1-26-02		3	2	2	3											3	3			6	1
W1-26-03		3	1	3												3	3			10	2
W1-26-04		3	1	3												3	3			11+	3
W1-26-05		3	3								1			3	3	3	3		3	2	1
W1-26-06		3	3								1			3	3	3	3		3	2	1
W1-26-07		3	1	3												3	3			11+	3
W1-26-08		3	2	2	3											3	3			9	2
W1-26-09		3	2	2	3											3	3			6	1
W1-26-10			3	3	2	1					2			2	2	2	2	2		2	1
W1-27-01			3	3	2	1					2					3	3			2	1
W1-27-02		3	2	2	3											3	3			8	1
W1-27-03		3	2	2	3											3	3			11	2
W1-27-04		3	1	3												3	3			11+	3
W1-27-05		3	3								1			3	3	2	2			2	1
W1-27-06		3	3								1			3	3	3	3	3		2	1
W1-27-07		3	1	3												3	3			11+	3
W1-27-08		3	1	3												3	3			11+	2
W1-27-09		3	2	2	3											3	3			10	1
W1-27-10			3	2	3	2										2	2	1	3	4	1

2007 - "Auf der Weide" - Weide 2

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W2-31-01						3			1	3						1	2			2	1
W2-31-02			2	2	3								3			3	3			7	1
W2-31-03			2	2	3											3	3			8	1
W2-31-04		2	2	2												3	3			11+	2
W2-31-05				3	3	3				3	1				3	3	3			2	1
W2-31-06						3			3	3	1				3	2	2		3	1	1
W2-31-07						3			3	3	1				3	2	2		3	1	1
W2-31-08					3	3				3	1				3	3	3			2	1
W2-31-09		2	2	2												3	3			11+	2
W2-31-10			2	2	3											3	3			8	1
W2-31-11					3	2					2					3	3	3		6	1
W2-31-12						3			3	3	1				3	3	3	3		1	1
W2-32-01			3			3				3	1				3	2	3			2	1
W2-32-02		3	2	2	3											3	3			9	1
W2-32-03			3	1	3											3	3			10	2
W2-32-04		3	2	2												3	3			11+	2
W2-32-05		3	2	2							3					3	3			11+	2
W2-32-06										3	1				3	3	3			2	1
W2-32-07										3	1				3	2	2			2	1
W2-32-08		2	2	2							3					3	3			11+	2
W2-32-09		3	2	2	3											3	3			11	2
W2-32-10		3	2	2	3											3	3			10	2
W2-32-11		3	2	2	3											3	3			9	1
W2-32-12					3	3			3		1				3	3	3		2	2	1
W2-33-01			3	3	3	3			2							3	3	2	1	3	1
W2-33-02		3	2	1	3											3	3			10	1
W2-33-03			2	1	3											3	3			11	2
W2-33-04	3	2	2	2												3	3			11+	2
W2-33-05		2	2	2							3					3	3			11+	2
W2-33-06						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
W2-33-07						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
W2-33-08	3	2	2	2												3	3			11+	2
W2-33-09		2	2	2												3	3			11	2
W2-33-10	3	2	2	3												3	3			10	1
W2-33-11		3	2	2	3											3	3			8	1
W2-33-12						3			1	2						3	3	2	3	2	1
W2-34-01						3			1	2						3	3	2	3	3	1
W2-34-02		2	2	2												3	3	3		8	1

W2-34-03		3	2	2	3										3	3			10	1
W2-34-04	3	2	2	3											3	3			11+	1
W2-34-05		2	2	3						2					3	3			11+	1
W2-34-06						3				3	1				3	3	2	3	2	1
W2-34-07				3	3	3				3	1				3	2	2	2	1	1
W2-34-08	3	2	2	2							3				3	3			11	1
W2-34-09	3	2	2	2											3	3			11	1
W2-34-10			2	2	2											3			9	1
W2-34-11		2	2	2											3	3			8	1
W2-34-12			3	3	3	3				3	3				3	2	2		1	1
W2-35-01					3	3				2	2	3			3	2	2	3	3	1
W2-35-02		3	2	2	3									3		3	3	3		1
W2-35-03	2	2	3	2											3	3			10	1
W2-35-04		2	2	3											3	3			11	1
W2-35-05		2	3	3							2		3		3	3			9	1
W2-35-06											1				3	2	2	2		1
W2-35-07											1				3	1	2	1	3	1
W2-35-08	3	2	2	3							3				3	3			10	1
W2-35-09	3	2	2	3											3	3			11	1
W2-35-10		2	2	2											3	3			10	1
W2-35-11		2	2	2											3	3	3		8	1
W2-35-12						3				2	2					2	2	3	3	1
W2-36-01						3				2	3					3	3			1
W2-36-02		3	3	2	3	3									3	3			9	1
W2-36-03		2	2	2											3	3			10	1
W2-36-04	2	2	3												3	3			10	1
W2-36-05	3	2	2	2											3	3			9	1
W2-36-06						3					1				3	2	3	2		1
W2-36-07						3					1				3	2	2	1	2	1
W2-36-08	3	2	2	2											3	3			10	1
W2-36-09		1	2												3	3			10	1
W2-36-10		2	2	2											3	3			9	1
W2-36-11		3	2	2	3								2		3	3			4	1
W2-36-12				3	2	1					3			2		3	3	3		8
W2-37-01		3	2	3	3	3					1				3	3	3			1
W2-37-02		2	2	3	3										3	3			8	1
W2-37-03			3	2	2	3									3	3			9	1
W2-37-04	2	2	3	3											3	3	3		9	1
W2-37-05		2	3	3	3										3	3			7	1
W2-37-06			3	2	3	2					3				1	2	1	2	3	1
W2-37-07											1				3	1	2	1	1	1
W2-37-08		2	2	2	3										3	3			7	1
W2-37-09		2	2	3	3										3	3			7	1
W2-37-10		2	2	3	3										3	3			8	1
W2-37-11		2	2	2	3										3	3			10	1
W2-37-12			2	3	3	3					2				2	3	3	2	2	1
W2-38-01			2	2	3	3					3				3	3	3		3	1
W2-38-02			3	2	2	3							3		3	3	3	3		1
W2-38-03		2	3	3	2	3							3		3	3	3			1
W2-38-04	3	2	2	3	3										3	3	3			2
W2-38-05		2	3	3	2	3									3	3	3			2

W2-38-06			3	2	3	3					2				2	2	2	3	1	1	1
W2-38-07			3	3	3	3					1				2	2	2	3	1	1	1
W2-38-08		2	3	2	2	3									3	3	3			5	2
W2-38-09		2	3	2	3										3	3	3			7	2
W2-38-10	2	3	3	3										3	3	3	3			8	1
W2-38-11	3	2	3	3	2	3									3	3	3			11	1
W2-38-12					3	3					1				3	3	3		2	1	1
W2-39-01											1				3	3	3	2	2	1	1
W2-39-02			3	2	1	3									3	3	3			11	1
W2-39-03	3	2	3	3											3	3	3			7	1
W2-39-04		2	2	2	3										3	3	3			6	1
W2-39-05		3	2	2	3										3	3	3			6	1
W2-39-06			3	3		2					1					3	3	2	3	1	1
W2-39-07			3	3		2					1				2	2	3	1	3	1	1
W2-39-08			3	2	2	3					3		3	3	3		3			5	2
W2-39-09	3	2	2	3	3										3	3	3	3		7	2
W2-39-10	1		3	3	3										3	3	3			10	2
W2-39-11			3	2	1	3									3		3			11	1
W2-39-12									3	3	1				3		3	2	2	2	1
W2-40-01			3	3	3	3					1	3			3	3	2			6	1
W2-40-02		3	2	2	3												3			9	2
W2-40-03		2	2	3	3										3		3			8	2
W2-40-04		3	2	2	3	3									3		3			6	2
W2-40-05		3	3	2	2	3									3	3	3			4	1
W2-40-06		3	2	3	3	3					1				3	2	3	3		2	1
W2-40-07		3	2	3	3	3					1				3	2	3	3	3	1	2
W2-40-08		3	2	2	3						2		3	3	3		3			3	3
W2-40-09		2	3	3	3									3	3		3			6	3
W2-40-10		3	2	2	3								3	3	3		3			7	2
W2-40-11		3	2	2	3								3	3	3		3			6	2
W2-40-12			3	2	3						1		3	3	2	3	3	3		3	2

2007 - "Auf der Weide" - Weide 3

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W3-73-01					3	1										3	3	3		0	0
W3-73-02			3	2	2	3									3	3	3			2	1
W3-73-03				2	2	2									2	3	3	3		1	1
W3-73-04			3	2	2	2									2	3	3	3		2	1
W3-73-05			3	3	3	2						3			2	2	2		3	1	1
W3-73-06		3	3	3	3	2						3			2	2	2	1		2	1
W3-73-07				3	3	1									3	3	3	3		1	1
W3-73-08				3	3	1									3	3	3	3		1	1
W3-73-09				3	3	1						3			3	3	3			1	1
W3-73-10					3	1										3	3	3	3	0	0
W3-74-01					3	1										2	3	2	2	0	0
W3-74-02				3	3	1									2	3	3	3		1	1
W3-74-03			3	2	3	1									2	3	3	3		2	1
W3-74-04			3	2	3	2									2	3	3	3		2	1
W3-74-05		3	2	2	3	3									2	2	3			1	1
W3-74-06			2	2	2	3									2	2	2			2	1
W3-74-07			3	2	2	2									3	3	3			2	1
W3-74-08				3	2	1										3	3	3		2	1
W3-74-09					3	1									3	3	3	2		1	1
W3-74-10					3	1										2	2	2		1	1
W3-75-01						3			1	1		3				3	2	2		0	0
W3-75-02						3			2	1					2	2	1	3		1	1
W3-75-03						3			2	1					3	3	1	3		3	1
W3-75-04						1			3	2					3	2	2	3		3	1
W3-75-05		3	2	2	3	3									2	3	2			3	1
W3-75-06			3	2	2	3									2	2	3	3		2	1
W3-75-07				2	2	2									3	3	3			4	1
W3-75-08				3	3	1									3	2	3	3		4	1
W3-75-09				3	3	1			3	3						3	3			4	1
W3-75-10						1			2	2					2	3	2	2		2	1
W3-76-01			3	3	3	1				3					3	3	2			1	1
W3-76-02				3	3	1				3					3	3	3	3		3	1
W3-76-03				3	3	1				3					3	3	3			4	1
W3-76-04					3	1				3					3	3	3			4	1
W3-76-05		3	3	3	3	1									2	2	2	1		2	1
W3-76-06					3	1			3	3					2	2	2	1		2	1
W3-76-07					3	1				3					3	3	3			4	1
W3-76-08					3	1				2					3	3	3			5	1

W3-76-09					3	1				2					3	3	3			5	1
W3-76-10		3	2	2	3	3									2	3	2			1	1
W3-77-01	3	2	2	3	3	3									2	2	2			1	1
W3-77-02				3	3	1				3					3	3	3			4	1
W3-77-03				3	3	1				3					3	3	3			3	1
W3-77-04				3	3	1				3					3	3	2			3	1
W3-77-05			3	2	2	3									3	3				2	1
W3-77-06			3	3	3	1				3					3	3	3			1	1
W3-77-07					3	1				3					3	3	2			2	1
W3-77-08					3	1				2					3	3	3			3	1
W3-77-09					3	1				2					3	3	3			4	1
W3-77-10				3	3	1				2					3	3	3	2		1	1
W3-78-01			3	2	2	2				3					3		3			1	1
W3-78-02					3	1				2					3	2	2			3	1
W3-78-03					3	1				2					3	3	3			3	1
W3-78-04					3	1				2					3	3	3			3	1
W3-78-05		3	2	2	3										3	3	3			2	1
W3-78-06		3	2	2	3	3									3	3	3			2	1
W3-78-07					3	1				3					3	3	3			4	1
W3-78-08					3	1				2					3	3	3			5	1
W3-78-09					3	1				2					3	3	3			4	1
W3-78-10		3	2	2	3	3									3	3	3	2	3	2	1
W3-79-01		3	2	2	3	3					3				3	3	3		3	1	1
W3-79-02				3	3	1				3					3	3	3			4	1
W3-79-03				3	3	1				3					3	3	3			5	1
W3-79-04				3	3	1				2					3	3	3			6	1
W3-79-05		3	2	2	3	3									3	2	3	3		2	1
W3-79-06			2	2	2	3									2	3	3			2	1
W3-79-07			3	2	2	2									3	3	3			4	1
W3-79-08			3	2	2	3									3	3	3			7	1
W3-79-09					3	1				3					3	3	3			4	1
W3-79-10		3	2	2	2	3					3				2	3	2			1	1
W3-80-01		3	2	2	2	3									2	3	2			1	1
W3-80-02			3	3	2	1				3					3	3	3			4	1
W3-80-03					3	1				3					3	3	3			5	1
W3-80-04					3	1				3					3	3	3			6	1
W3-80-05			3	3	3	1									3	3	3			1	1
W3-80-06		3	2	2	2	3									2	3	3	3		1	1
W3-80-07				3	2	2									3	3	3			5	1
W3-80-08					3	1									3	3	3			6	1
W3-80-09					3	1				3					3	3	3			5	1
W3-80-10			3	2	2	2									2	3	3	3		1	1
W3-81-01			3	2	2	2									2	3	2	3		1	1
W3-81-02				3	2	1				3					3	3	3			5	1
W3-81-03					3	1				2					3	3	3			5	1
W3-81-04					3	1				2					3	3	3			7	1
W3-81-05				2	2	2				3					2	3	2			2	1
W3-81-06				2	2	2				3					2	3	2			2	1
W3-81-07			3	1	3	3									3	3	3			9	1
W3-81-08					3	1				3					3	3	3			7	1
W3-81-09					3	1				3					3	3	3			6	1

W3-81-10	3	3	2	2	3	3			3					2	2	2			1	1
W3-82-01			3	2	2	3								2	3	2	2		2	1
W3-82-02			3	2	2	3								3	3	3			6	1
W3-82-03				3	3	1			3					3	3	3			8	1
W3-82-04					3	1			3					3	3	3			8	1
W3-82-05						1			3					3	3	3			8	1
W3-82-06		3	2	2	3	3								2	3	2			2	1
W3-82-07			3	3	3	2					3			2	2	2			2	1
W3-82-08			3	3	2	2								3	3	3			8	1
W3-82-09					3	1			3					3	3	3			9	1
W3-82-10					3	1			3					3	3	3			9	1
W3-82-11					3	1			3					3	3	3			11	1
W3-82-12		3	2	2	2	3			3					2	3	2			2	1

2007 - "Auf der Weide" - Weide 4

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser-führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W4-86-01		3	2	1	3	3				3					3	3	3			1	1
W4-86-02			3	2	2	2				3										11	2
W4-86-03		3	2	1	3	3				3										8	2
W4-86-04		3	2	1	3	3				3					3	3	3			1	1
W4-86-05				3	3	2			3	2		3				3	2			2	1
W4-86-06			3	3	3	2				2						3	3	3		9	2
W4-86-07		3	2	1	3	3				3			3		3					7	2
W4-86-08		3	2	2	3	3			3						3	3	3	3		1	1
W4-87-01			3	2	2	2			3						3	3	3			1	1
W4-87-02				3	3	1														8	1
W4-87-03			3	3	3	2				3										11+	1
W4-87-04						2				1						3	3	3		10	1
W4-87-05					3	2				2		3				2	2	2		1	1
W4-87-06			3	2	3	2				3					3	3	3		2	1	1
W4-87-07		3	3	2	3	2										3				9	1
W4-87-08			3		3	1			3							3				9	1
W4-87-09			3	3	3	2			3	3			3		3					7	1
W4-87-10				3	3	2			1	3			3			3		3		1	1
W4-88-01				3	3	2			1						3	3	3	3		1	1

W4-88-02			3	3	3	2			3				3						7	1
W4-88-03			3	2	2	3			3						3	3			9	1
W4-88-04		3	3	2	3	3													9	1
W4-88-05			3	2	2	3							3	3	3		2	1	1	
W4-88-06			3	2	2	3							3	3	3		3	1	1	
W4-88-07		3	2	2	3	3													8	2
W4-88-08		3	2	2	3	3			3				3						7	2
W4-88-09		3	2	2	3	3								3	3	3		3	1	1
W4-89-01			2	2	3	3			3					3	3	3		3	2	1
W4-89-02			3	2	2	3			3										9	2
W4-89-03			3	2	2	3													7	2
W4-89-04			3	2	2	3					3			3	3	3			1	1
W4-89-05			3	2	2	3								3	3	3			1	1
W4-89-06			3	3	2	2													9	2
W4-89-07			3	3	2	2			3										8	2
W4-89-08			3	2	2	3													8	1
W4-89-09			3	2	2	3								3	3	3	2	3	1	1
W4-90-01			3	3	3	3			3					3	3	3		3	2	1
W4-90-02			3	3	2	3													9	1
W4-90-03			3	2	2	2													10	2
W4-90-04			3	2	2	2													7	2
W4-90-05			3	2	2	3								3	3	3	3		1	1
W4-90-06			3	2	2	3								3	3	3	3		1	1
W4-90-07			3	2	2	2					2								8	2
W4-90-08			3	2	2	2													10	2
W4-90-09			3	2	2	3									3	3			10	1
W4-90-10			3	3	3	2			3					3	2	2		3	2	1
W4-91-01				3	2	2						2							6	2
W4-91-02				3	2	2						2		3	3				1	2
W4-91-03			3	2	2	3						3		3					1	2
W4-91-04		3	3	2	2	3						2			3				6	2
W4-91-05				3	2	2						3			3	3			6	2
W4-92-01			3	2	2	2						3		3					1	3
W4-92-02			3	2	3	3						1							4	3
W4-92-03			3	2	3	3			3					3					1	2
W4-92-04			3	2	2	3								3				2	2	3
W4-92-05				3	2	2			3				1						5	3
W4-92-06			3	2	2	2							3		3				1	2
W4-92-07			2	2	3									3				3	1	3
W4-92-08			2	2	3								2						5	3
W4-92-09			3	2	2	3								3	3				2	2
W4-93-01			3	2	3	3			3						2	3			2	1
W4-93-02			3	2	3	3									2	2			6	1
W4-93-03				3	3	1													8	2
W4-93-04			3	2	2	2			3										8	2
W4-93-05			3	2	2	2								3	2	3			3	1
W4-93-06					3	1								3	1	2	3		4	1
W4-93-07					3	1			3						1	2	2		1	1
W4-93-08					3	1			3						2	2	2		3	1
W4-94-01					3	1			3						1	1	3	3	0	0
W4-94-02				3	2	1			3						2	2	2	2	1	1

W4-94-03			3	2	1	3									3	3	3		0	0
W4-94-04			3	2	1	3									3	3		1	0	0
W4-94-05			3	3	3	2			3						3	3		1	0	0
W4-94-06			3	3	1	2									3	3			0	0
W4-94-07			3	2	2	3													0	0
W4-94-08				3	2	2			3						3	3		2	0	0
W4-95-01						3				2	1	3		3	3	1	3	3	2	1
W4-95-02				3	3	2				3	2				3	2	3		6	1
W4-95-03			3	2	2	3					3				3	2	3		6	1
W4-95-04											1			2	2	3	3	3	2	1
W4-95-05		3	2	1	2	3									3	3		2	1	1
W4-95-06			3	2	2										3	3			0	0
W4-95-07			3	2	2	3			3	3					2	2	2	2	0	0
W4-95-08						1			3	3					3	3	3		0	0

2008 - "Auf der Weide" - Weide 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)								Wasser-führung		
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W1-18-01		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-18-02		3	1	2	3										2		3			1	1
W1-18-03		2	1	2	3										2		3			6	2
W1-18-04		3	1	2	3										3		3			9	2
W1-18-05		2	1	2	3										3		3			11	2
W1-18-06		3	2								1				2	3	3	3	3	2	2
W1-18-07		3	2								1			3	2	3	3	3	3	1	1
W1-18-08		3	2	3	3						2				3		3			9	3
W1-18-09		3	1	2	3												3			9	3
W1-18-10		2	1	2	3												3			7	3
W1-18-11		3	1	2	3								3		3		3	2		1	3
W1-18-12		3	1	2	3											3	3			0	0
W1-19-01		3	1	2	3											2	2	1	3	1	1
W1-19-02	3	3	1	2	3								3		3	3	3	2	3	2	4
W1-19-03		3	1	2	3								2				3			5	5
W1-19-04		3	1	2	3								3							7	4
W1-19-05		2	2	3	3						3		3		2	3	3			6	4
W1-19-06		3	2								1			3	2	3	3	3	2	1	2

W1-19-07		3	2							1			3	2	3	3			2	1
W1-19-08	3	2	3							2		1	3	3					4	5
W1-19-09	3	2	3							2		1	3	3					4	5
W1-19-10	3	3	1	3						3			3	3					6	5
W1-19-11		3	1	3								3	3	3					3	5
W1-19-12		3	1	2	3									2	3	2	1	2	4	1
W1-20-01		3	2	3	3	3				2	3			2	3	2	1	1	3	1
W1-20-02	3	3	1	3								3		3	3	3	2	3	4	3
W1-20-03	3	3	1	3								2	3	3					6	5
W1-20-04		2	2									1	3	3					5	5
W1-20-05		2	2							3		2	3	3					3	5
W1-20-06		3	3	3						1		3		2	3	3			1	2
W1-20-07		3	3	3					3	1				2	1	2	1		1	1
W1-20-08	3	2	3							2		3	3	3					5	4
W1-20-09	3	1	2							3		1	3	3					6	5
W1-20-10	2	1	2									2	3	3					5	5
W1-20-11	3	1	2									2	3	3					2	5
W1-20-12		3	2	2								3		3			3	3	3	2
W1-21-01		3	2	2	3	3									3	3	3		2	2
W1-21-02		3	2	3	3							2			3	3			3	3
W1-21-03	3	1	2	3								2							5	5
W1-21-04	3	1	2																6	5
W1-21-05		2	2	3						2		3		3	3	3			3	3
W1-21-06			3	3						1			2	2	2	2	2	3	2	1
W1-21-07			3	3						1			2	2	1	1	1	3	1	1
W1-21-08	3	2	2	3						3									6	3
W1-21-09	3	2	2	3						3									7	4
W1-21-10	3	1	3																6	5
W1-21-11		3	2	2	3	3								3	3	3			4	2
W1-21-12			2	3	3	1									2	2	3		2	1
W1-22-01			3	3	2	3			2						2	2	3	1	4	1
W1-22-02		3	1	3											3	3	3		7	1
W1-22-03	3	2	1	3											3	3			10	2
W1-22-04		2	1	3											3	3			11	5
W1-22-05		3	1	3											3	3			7	3
W1-22-06				3	3					1			3	3	3	3		2	2	1
W1-22-07				3	3					1			3	3	3	3		2	2	1
W1-22-08		3	2	2	3										3	3			8	3
W1-22-09	3	2	2	3															11+	4
W1-22-10		3	2	2	3	3									3	3			9	1
W1-22-11		3	2	3	3	1									3	3			5	1
W1-22-12		3	2	3		1									2	3	3	2	2	1
W1-23-01				3	3	1									2	3	2		1	1
W1-23-02			3	2	2	2									3	3			4	1
W1-23-03	3	2	2	2	3										3	3			8	1
W1-23-04	3	2	2																11	4
W1-23-05		2	2	3						3					3	3			6	3
W1-23-06			3	3	3					1			3	3	3	3		3	1	1
W1-23-07		2	2	3						3					3	3			6	3
W1-23-08	3	2	2																11	4
W1-23-09	3	2	2	2	3										3	3			10	2

W1-23-10		3	3	2	3									3	3			7	1
W1-23-11			3	2	2	1			3					2	2	3	1	2	1
W1-24-01					3	2			2	2				3	3		2	3	1
W1-24-02		2	2	3										3	3			8	1
W1-24-03		2	2	3										3	3			10	2
W1-24-04		2	2	3						3				3	3			11+	4
W1-24-05		3	3						1				3	3	3	3	2	2	1
W1-24-06		3	3						1				3	3	3			2	2
W1-24-07		2	2	3										3	3			11+	4
W1-24-08		2	2	3										3	3			10	2
W1-24-09		3	1	2	3									3	3			6	1
W1-24-10			3	3	2	1			3					3	3	2	1	3	1
W1-25-01			3	2	2	2				3				3	3	3		2	1
W1-25-02		3	3	2	2	3								3	3			6	1
W1-25-03		3	1	3										3	3			10	2
W1-25-04		3	1	3						3				3	3			11+	4
W1-25-05			3	3						1				3	3	3		1	2
W1-25-06			3	3						1				3	3	3		1	2
W1-25-07		3	1	3						3				3	3			11+	3
W1-25-08		3	1	2										3	3			9	2
W1-25-09		3	2	2	3	3								3	3			7	1
W1-25-10					3	1				3	2				2	3	2	3	1
W1-26-01					3	1				2					2	3	2	2	1
W1-26-02		3	2	2	3										3	3		6	1
W1-26-03		3	1	3											3	3		10	2
W1-26-04		3	1	3											3	3		11+	3
W1-26-05		3	3							1				3	3	3	3	3	1
W1-26-06		3	3							1				3	3	3	3	3	1
W1-26-07		3	1	3											3	3		11+	3
W1-26-08		3	2	2	3										3	3		9	2
W1-26-09		3	2	2	3										3	3		6	1
W1-26-10			3	3	2	1				2				2	2	2	2	2	1
W1-27-01			3	3	2	1				2					3	3		2	1
W1-27-02		3	2	2	3										3	3		8	1
W1-27-03		3	2	2	3										3	3		11	2
W1-27-04		3	1	3											3	3		11+	3
W1-27-05		3	3							1				3	3	2	2	2	1
W1-27-06		3	3							1				3	3	3	3	3	1
W1-27-07		3	1	3											3	3		11+	3
W1-27-08		3	1	3											3	3		11+	2
W1-27-09		3	2	2	3										3	3		10	1
W1-27-10			3	2	3	2									2	2	1	3	1

2008 - "Auf der Weide" - Weide 2

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W1-31-01						3			1	3						1	2			2	1
W1-31-02			2	2	3								3			3	3			7	1
W1-31-03			2	2	3											3	3			8	1
W1-31-04		2	2	2												3	3			11+	2
W1-31-05				3	3	3				3	1				3	3	3			2	1
W1-31-06						3			3	3	1				3	2	2		3	1	1
W1-31-07						3			3	3	1				3	2	2		3	1	1
W1-31-08					3	3				3	1				3	3	3			2	1
W1-31-09		2	2	2												3	3			11+	2
W1-31-10			2	2	3											3	3			8	1
W1-31-11					3	2					2					3	3	3		6	1
W1-31-12						3			3	3	1				3	3	3	3		1	1
W1-32-01			3			3				3	1				3	2	3			2	1
W1-32-02		3	2	2	3											3	3			9	1
W1-32-03			3	1	3											3	3			10	2
W1-32-04		3	2	2												3	3			11+	2
W1-32-05		3	2	2							3					3	3			11+	2
W1-32-06										3	1				3	3	3			2	1
W1-32-07										3	1				3	2	2			2	1
W1-32-08		2	2	2							3					3	3			11+	2
W1-32-09		3	2	2	3											3	3			11	2
W1-32-10		3	2	2	3											3	3			10	2
W1-32-11		3	2	2	3											3	3			9	1
W1-32-12					3	3			3		1				3	3	3		2	2	1
W1-33-01			3	3	3	3			2							3	3	2	1	3	1
W1-33-02		3	2	1	3											3	3			10	1
W1-33-03			2	1	3											3	3			11	2
W1-33-04	3	2	2	2												3	3			11+	2
W1-33-05		2	2	2							3					3	3			11+	2
W1-33-06						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
W1-33-07						3				3	1				3	3	3	3	3	2	1
W1-33-08	3	2	2	2												3	3			11+	2
W1-33-09		2	2	2												3	3			11	2
W1-33-10	3	2	2	3												3	3			10	1
W1-33-11		3	2	2	3											3	3			8	1
W1-33-12						3			1	2						3	3	2	3	2	1
W1-34-01						3			1	2						3	3	2	3	3	1
W1-34-02		2	2	2												3	3	3		8	1

W1-34-03		3	2	2	3										3	3			10	1
W1-34-04	3	2	2	3											3	3			11+	1
W1-34-05		2	2	3						2					3	3			11+	1
W1-34-06						3				3	1				3	3	2	3	2	1
W1-34-07				3	3	3				3	1				3	2	2	2	1	1
W1-34-08	3	2	2	2							3				3	3			11	1
W1-34-09	3	2	2	2											3	3			11	1
W1-34-10			2	2	2											3			9	1
W1-34-11		2	2	2											3	3			8	1
W1-34-12			3	3	3	3				3	3				3	2	2		1	1
W1-35-01					3	3				2	2	3			3	2	2	3	3	1
W1-35-02		3	2	2	3									3			3	3	3	1
W1-35-03	2	2	3	2											3	3			10	1
W1-35-04		2	2	3											3	3			11	1
W1-35-05		2	3	3							2		3			3	3		9	1
W1-35-06											1				3	2	2	2		1
W1-35-07											1				3	1	2	1	3	1
W1-35-08	3	2	2	3							3					3	3		10	1
W1-35-09	3	2	2	3											3	3			11	1
W1-35-10		2	2	2											3	3			10	1
W1-35-11		2	2	2											3	3	3		8	1
W1-35-12						3				2	2					2	2	3	3	1
W1-36-01						3				2	3					3	3			1
W1-36-02		3	3	2	3	3										3	3			9
W1-36-03		2	2	2												3	3			10
W1-36-04	2	2	3													3	3			10
W1-36-05	3	2	2	2												3	3			9
W1-36-06						3					1				3	2	3	2		2
W1-36-07						3					1				3	2	2	1	2	2
W1-36-08	3	2	2	2												3	3			10
W1-36-09		1	2													3	3			10
W1-36-10		2	2	2												3	3			9
W1-36-11		3	2	2	3								2			3	3			4
W1-36-12				3	2	1					3			2		3	3	3		8
W1-37-01		3	2	3	3	3					1				3	3	3			1
W1-37-02		2	2	3	3											3	3			8
W1-37-03			3	2	2	3							2			3	3			9
W1-37-04	2	2	3	3											3	3	3			9
W1-37-05		2	3	3	3											3	3			7
W1-37-06			3	2	3	2					3					1	2	1	2	3
W1-37-07											1				3	1	2	1	1	2
W1-37-08		2	2	3	3											3	3			7
W1-37-09		2	3	3	3											3	3			7
W1-37-10		2	3	3	3								2			3	3			8
W1-37-11		2	2	2	3											3	3			10
W1-37-12			2	3	3	3					2		3		3	3	3	3	2	2
W1-38-01			2	2	3	3					3				3	3	3		3	1
W1-38-02			3	2	2	3							3		3	3	3	3		9
W1-38-03		2	3	3	2	3							3	3	3	3	3			7
W1-38-04	3	2	2	3	3										3	3	3			7
W1-38-05		2	3	3	2	3									3	3	3			6

W1-38-06			3	2	3	3					2				3	2	3	3	1	1	1
W1-38-07			3	3	3	3					1				3	2	3	3	1	1	1
W1-38-08		2	3	2	2	3									3	3	3			5	2
W1-38-09		2	3	2	3										3	3	3			7	2
W1-38-10	2	3	3	3									2	3	3	3	3			8	1
W1-38-11	3	2	3	3	2	3									3	3	3			11	1
W1-38-12					3	3					1				3	3	3		2	1	1
W1-39-01											1				3	3	3	2	2	1	1
W1-39-02			3	2	1	3									3	3	3			11	1
W1-39-03	3	2	3	3											3	3	3			7	1
W1-39-04		2	2	2	3										3	3	3			6	1
W1-39-05		3	2	2	3										3	3	3			6	1
W1-39-06			3	3		2					1					3	3	2	3	1	1
W1-39-07			3	3		2					1				2	2	3	1	3	1	1
W1-39-08			3	2	2	3					3		2	3	3		3			5	2
W1-39-09	3	2	2	3	3										3	3	3	3		7	2
W1-39-10	1		3	3	3										3	3	3			10	2
W1-39-11			3	2	1	3									3		3			11	1
W1-39-12										3	3	1			3		3	2	2	2	1
W1-40-01			3	3	3	3					1	3			3	3	2			6	1
W1-40-02		3	2	2	3												3			8	2
W1-40-03		2	2	3	3								2		3		3			7	2
W1-40-04		3	2	2	3	3							2		3		3			6	2
W1-40-05		3	3	2	2	3							2		3	3	3			4	1
W1-40-06		3	2	3	3	3					1				3	2	3	3		2	1
W1-40-07		3	2	3	3	3					1				3	2	3	3	3	1	2
W1-40-08		3	2	2	3						2		3	3	3		3			3	3
W1-40-09		2	3	3	3									3	3		3			6	3
W1-40-10		3	2	2	3								2	3	3		3			6	2
W1-40-11		3	2	2	3								2	3	3		3			6	2
W1-40-12			3	2	3						1		3	3	2	3	3	3		3	2

2008 - "Auf der Weide" - Weide 3

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W3-73-01						2			3	2						3		2		0	0
W3-73-02				3	2	2				3					1	3	3	3		0	0
W3-73-03				2	2	2									2	3	3			2	1
W3-73-04			3	2	2	2									2	3	3	3		2	1
W3-73-05			3	2	3	3								3	2	2	2		3	1	1
W3-73-06			3	2	2	2						3		3	2	2	2			0	0
W3-73-07			3	2	2	3									2	3	3	2		1	1
W3-73-08				2	2	2									3	3	3	3		1	1
W3-73-09				3	2	2									3	3	3			0	0
W3-73-10				3	2	2										3	3	3		0	0
W3-74-01					3	2			3	3						2	3	2	2	0	0
W3-74-02			3	2	2	2									2	3	3	3		1	1
W3-74-03			3	2	2	3									2	3	3	3		1	1
W3-74-04			3	2	2	3									2	3	3	3		1	1
W3-74-05		3	2	2	3	3									2	2	3			1	1
W3-74-06			2	2	2	3				3				3	2	3	3			1	1
W3-74-07			3	2	2	3									3	3	3			2	1
W3-74-08			3	2	2	3									3	3	3			3	1
W3-74-09			3	3	3	2									3	3	3	3		3	1
W3-74-10					3	2			3	2					3	2	2	2	3	1	1
W3-75-01						3			1	1					3	3	2	2		0	0
W3-75-02					3	3			2	2					2	2	2	3		3	1
W3-75-03			3	2	2	3				3					3	2	2	3		4	1
W3-75-04			3	2	2	3				3					3	2	2	3		4	1
W3-75-05		3	2	2	3	3									2	3	3	3		1	1
W3-75-06			3	2	2	3									2	2	3	3		2	1
W3-75-07			3	2	2	3									2	3	3			4	1
W3-75-08			3	2	2	3									2	3	3			3	1
W3-75-09				2	2	2									2	3	3	2		3	1
W3-75-10						2			1	2						3	3			0	0
W3-76-01						2			1	2					2	3	3	3		1	1
W3-76-02						2			2	2					3	3	3			5	1
W3-76-03			3	3	2	1				3					3	3	3			5	1
W3-76-04			3	2	2	3									3	3	3			5	1
W3-76-05		3	3	2	2	2									2	3	3	3	3	1	1
W3-76-06		3	2	2	3	3			3	3					2	3	3	2		1	1
W3-76-07			3	2	2	3				3					3	3	3			4	1
W3-76-08			3	3	2	2				3					3	3	3			6	1

W3-76-09		3	2	2	3	3								3	3	3			5	1
W3-76-10					3	3			2	3				2	3	2			2	1
W3-77-01		3	3						2	2				2	2	2			0	0
W3-77-02				3	3	1				3				3	3	3			4	1
W3-77-03				3	2	2								2	3	3			5	1
W3-77-04			3	2	2	3								2	3	3			4	1
W3-77-05			2	2	3	3								2	3	3	2		2	1
W3-77-06			2	2	3	3								2	3	3			1	1
W3-77-07			3	3	2	1								3	3	3			4	1
W3-77-08					3	1				3				3	3	3			4	1
W3-77-09				3	2	2				2				3	3	3			5	1
W3-77-10		3	3	3	2	2				3				3	3	3	3		1	1
W3-78-01			3	2	2	2			3	3				3	3	3	3		1	1
W3-78-02		3	3	2	3	3								3	3	3			4	1
W3-78-03				3	2	2								3	3	3			5	1
W3-78-04					3	1				3				3	3	3			4	1
W3-78-05		3	2	2	3	3								3	3	3			1	1
W3-78-06		3	2	2	3	3								3	3	3			1	1
W3-78-07		3	2	2	3	3								3	3	3			4	1
W3-78-08				3	2	1				3				3	3	3			5	1
W3-78-09			3	3	2	2				3				3	3	3			5	1
W3-78-10		3	2	2	3	3								3	3	3	2	3	2	1
W3-79-01		3	2	2	3	3								2	3	3		3	1	1
W3-79-02			3	2	3	3								2	3	3			3	1
W3-79-03			3	3	2	2				3				2	3	3			4	1
W3-79-04			3	3	2	2								2	3	3			5	1
W3-79-05		3	2	2	3	3								3	2	3	3		2	1
W3-79-06			2	2	2	3								2	3	3		2	1	1
W3-79-07			3	2	2	3								2	3	3			4	1
W3-79-08			3	3	2	2								3	3	3			5	1
W3-79-09				3	2	2				2				3	3	3			4	1
W3-79-10		3	2	2	2	3								2	3	3	3		1	1
W3-80-01		3	2	2	2	3							3	2	3	3			1	1
W3-80-02			3	2	2	3								3	3	3			3	1
W3-80-03					3	1				2				3	3	3			4	1
W3-80-04			3	2	2	3				3				2	3	3			4	1
W3-80-05			2	2	2	3								2	3	3	3		1	1
W3-80-06			2	2	2	3								2	3	3	3		1	1
W3-80-07			3	2	2	3								2	3	3			3	1
W3-80-08				3	2	1				3				3	3	3			4	1
W3-80-09					3	1				3	3				3	3	3		4	1
W3-80-10			3	2	2	3								3	2	3	3	3	1	1
W3-81-01				3	3	2				3	2				2	3	3	3	1	1
W3-81-02			3	2	2	3				3					2	3	3		4	1
W3-81-03			3	2	2	3				3					2	3	3		6	1
W3-81-04				3	3	1				2					3	3	3		5	1
W3-81-05			3	2	2	3				3	3				2	3	3		2	1
W3-81-06			3	2	2	3									2	3	3		2	1
W3-81-07			3	1	2	3									3	3	3		5	1
W3-81-08			3	2	2	3				3					3	3	3		8	1
W3-81-09					3	1				2					3	3	3		7	1

W3-81-10			3	2	3	3			3	2					2	2	2			1	1
W3-82-01				3	3	2			2	2						2	2			0	0
W3-82-02			3	2	2	3									2	3	3			6	1
W3-82-03				3	3	1				3					3	3	3			8	1
W3-82-04				3	2	2				3					3	3	3			8	1
W3-82-05					3	1				2					3	3	3			7	1
W3-82-06		3	2	2	3	3									2	3	2			2	1
W3-82-07			3	2	2	3									2	2	2	2	3	2	1
W3-82-08			3	2	2	3									3	3	3	2		7	1
W3-82-09				3	2	2				3					3	3	3			8	1
W3-82-10					3	1				3					3	3	3			9	1
W3-82-11			3	3	2	3				2					3	3	3	3		10	1
W3-82-12		3	2	2	2	3				3					2	3	2			2	1

2008 - "Auf der Weide" - Weide 4

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser-führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
W4-86-01		3	2	1	3	3				3					3	3	3	1		1	1
W4-86-02			3	2	2	2				3								1		11	2
W4-86-03		3	2	1	3	3				3								1		8	2
W4-86-04		3	2	1	3	3				2					3	3	3	1		1	1
W4-86-05				3	3	2			3	1		3				3	2			1	1
W4-86-06			3	3	3	2				2						2	3	2		4	2
W4-86-07		3	2	1	3	3				3			3		3					9	2
W4-86-08		3	2	2	3	3			3						3	3	3	3		1	1
W4-87-01			3	2	2	2			3						3	3	3			1	1
W4-87-02				3	3	1														8	1
W4-87-03			3	3	3	2				2										11+	1
W4-87-04						2				1						3	3	3		10	1
W4-87-05					3	2				1		3			3	2	2	2		4	1
W4-87-06			3	2	3	2				2					2	3	3		2	3	1
W4-87-07		3	3	2	3	2				2					3	3	3	3		9	1
W4-87-08			3		3	1			3							3				9	1
W4-87-09			3	3	3	2			3	3			3		3					7	1
W4-87-10				3	3	2			1	3			3			3		3		1	1
W4-88-01				3	3	2			1						3	3	3	3		1	1

W4-88-02			3	3	3	2			3				3						7	1
W4-88-03				3	2	2										3	3		9	1
W4-88-04			3	2	2	3													8	1
W4-88-05			3	2	2	3									2	3	3		2	1
W4-88-06			3	2	2	3									2	3	3		3	1
W4-88-07			3	2	2	3														7
W4-88-08		3	2	2	3	3			3				3						7	2
W4-88-09			3	2	2	3									3	3	3		1	1
W4-89-01			2	2	3	3			3						3	3	3		3	2
W4-89-02			3	2	2	3			3				3		2	3	3			9
W4-89-03			3	2	2	3							3		2	3	3			7
W4-89-04			3	2	2	3								3	2	3	3			1
W4-89-05			3	2	2	3								3	2	3	3			1
W4-89-06			3	3	2	2							2	3	2	3	3			5
W4-89-07			3	2	2	3								3	2	3	3			7
W4-89-08			3	2	2	3							3	3	3	3	3			5
W4-89-09			3	2	2	3									3	3	3	2	3	1
W4-90-01			3	3	2	3			3						3	3	3	3		2
W4-90-02			3	2	2	3									3	3	3			8
W4-90-03			3	2	2	2									3	3	3	2		10
W4-90-04			3	2	2	3								2	2	3	3			5
W4-90-05			3	2	2	3								2	2	3	3			1
W4-90-06			3	2	2	3								2	2	3	3			1
W4-90-07			3	2	2	2							3	3	2	3	3			5
W4-90-08			3	2	2	2														10
W4-90-09			3	2	2	3								3	2	3	3			10
W4-90-10			3	3	3	2			3					3	2	2	2		3	2
W4-91-01			3	2	2	3							2		3	3				6
W4-91-02			3	2	2	3							2	3	2	3				1
W4-91-03			3	2	2	3							3	3	2	3				1
W4-91-04		3	3	2	2	3							1		2	3	3			6
W4-91-05				3	2	2							2		3	3	3			4
W4-92-01			3	2	2	3							3		2					1
W4-92-02				3	2	2			3				1							4
W4-92-03			3	2	2	3			3					3	2					1
W4-92-04			3	2	2	3									3				2	2
W4-92-05			3	2	2	3							1							5
W4-92-06			3	2	2	3							3		2					1
W4-92-07			3	2	2	3									3				3	1
W4-92-08			3	2	2	3							1							5
W4-92-09			3	2	2	3									2	3				2
W4-93-01					3	3			3	2					1	2	2			2
W4-93-02					2	3			2						2	2	3			6
W4-93-03				3	3	1														8
W4-93-04			3	2	2	2			3											8
W4-93-05			3	2	2	2									3	2	3			2
W4-93-06					3	1									3	2	2	3		3
W4-93-07					3	1			3	3						1	2	2		0
W4-93-08					3	2			3	2						2	2	2		1
W4-94-01					3	1			3	3						1	3			0
W4-94-02				3	2	2			3						3	2	2	2		1

W4-94-03			3	2	1	3										3	3		0	0
W4-94-04			3	2	1	3										3	3		0	0
W4-94-05			3	3	3	2			3							3	3		0	0
W4-94-06			3	3	1	2										3	3		0	0
W4-94-07			3	2	2	3										3	3		0	0
W4-94-08				3	2	2			3							3	3		0	0
W4-95-01						3				2	1	3		3	3	1	3	3	2	1
W4-95-02				3	3	2				3	2				3	2	3		6	1
W4-95-03			3	2	2	3					3			3	3	2	3		6	1
W4-95-04											1			2	2	3	3	3	4	1
W4-95-05		3	1	2	3											3	3		0	0
W4-95-06		3	2	2	3											3	3		0	0
W4-95-07			3	2	2	3			3	3						3	3		0	0
W4-95-08						1			3	2						3	3	3	0	0

2008 - "Gisselberger Straße" - Gissel 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)							Wasser-führung			
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
G1-01-01				3	3						1					3	3			1	1
G1-01-02						1					3					2	3	3	1	0	0
G1-01-03			3	3	3						1		1			3	3			2	2
G1-01-04			3	3							1		1			3				6	3
G1-01-05				3	3	3					1		1			3	3			4	3
G1-01-06			1	2	3						3					2	2		2	0	0
G1-01-07			1	2	3						3		3			3	3	3		2	2
G1-01-08			2	3	3						2		3		3	2	3	3	2	1	2
G1-01-09				2	2	3					3					2	2			0	0
G1-01-10			3	3							1		2		3	3	3			5	3
G1-01-11			3	3							1		1		3					4	3
G1-01-12		3	3	3							2		1		3	3				3	3
G1-01-13			3	3	2	2					3					3	3			1	2
G1-01-14			2	3	3	3					2					3	3			1	1
G1-01-15				3	3	3					1					3	3	3	3	1	1
G1-01-16				3	2	1					3						3	3		4	2
G1-01-17		2	2	2									2				3			6	2
G1-01-18	3	2	2	3									1							5	3

G1-01-19		2	2	3						2		2			3	3			4	3	
G1-01-20			2	2	3					3						3			1	2	
G1-01-21				3	3	3				1					3	3	3	2	1	1	
G1-02-01				3	3	2				2					3	3	3	2	2	1	
G1-02-02		3	2	2	3											3			2	1	
G1-02-03			2	2	3					3		2							4	2	
G1-02-04		3	2	2								1							5	3	
G1-02-05			2	2	3							1							3	2	
G1-02-06			3	2	3	3				3		1							2	2	
G1-02-07			3	2	3	2				2			3		2	3	3	3	1	1	
G1-02-08			2	2	3	3				2				3	3	3	3	3	1	1	
G1-02-09		3	2	2	3							1			3	3			4	2	
G1-02-10		3	2	2	3							1							5	2	
G1-02-11	3	3	2	3								1							4	3	
G1-02-12	3	3	2	3								1							4	2	
G1-02-13		2	2							2		1		3			3		1	2	
G1-02-14				3	3	2				2				3	3	3	3	2	1	1	
G1-02-15		3	2	3						2				3	3	3			1	1	
G1-02-16		3	2	2						3				3					1	2	
G1-02-17		3	2	3						2		2	3						3	3	
G1-02-18		2	2	3						2		2	3						4	3	
G1-02-19		2	2	3								2	3						7	2	
G1-02-20	3	2	2	3	3							3			3				6	2	
G1-02-21		3	3	3	3	2				3			3	3	3	3		2	1	1	
G1-03-01				3	3	3				1					3	3	3		1	1	
G1-03-02		3	2	2	3							2			3		3		6	2	
G1-03-03		3	2	2	3							2							6	2	
G1-03-04		3	2	2	3										3	3			5	2	
G1-03-05	3	2	2	3								3			3	3			4	2	
G1-03-06		3	2	2	3					3		3		3	3	3			1	2	
G1-03-07			3	3	3					2			3	3	3	3		1	1	1	
G1-03-08		3	2	3	3	3				3			3	3	3	3		1	1	1	
G1-03-09		3	2	2	3	3				3					3	3	3		1	1	
G1-03-10	3	2	3	3	3								3	2	3	3			3	1	
G1-03-11	3	2	3	3											3	3			5	2	
G1-03-12	3	2	3	3											3	3	3		7	2	
G1-03-13	3	2	3	3	3										3	3	3		7	3	
G1-03-14			3	3	3	3				1				3	2	2		1	1	1	
G1-03-15			3	3	3					1				3	2	3	3	2	2	2	
G1-03-16		3	2	2	3					3					3	3	3		6	3	
G1-03-17		3	2	2	3										3	3			8	2	
G1-03-18		3	2	2	3										3	3			8	2	
G1-03-19			3	3	3					2				3	3	3			6	2	
G1-03-20			3	3	3	3				2		3		3	3	3	3		4	1	
G1-03-21				3	3	1				3					2	3	2	1	3	1	
G1-04-01			3	3	3	2				3	2				3	3	3		2	1	1
G1-04-02			2	2	3	3				3					3	3			2	1	
G1-04-03			3	2	2	3									3	3			7	1	
G1-04-04		3	2	2	3										3	3			8	1	
G1-04-05		3	2	2	3												3		9	2	
G1-04-06			3	3	3					1		3		2	3	3			6	3	

G1-04-07			3	3	3	3					2				3	2	3	2	3	2	1
G1-04-08			3	3	3	2					2			3	2	3	3		3	1	1
G1-04-09	2	3	2	3									3			3	3			6	1
G1-04-10		2	2	3																9	2
G1-04-11		2	2	3																10	2
G1-04-12		2	2	2																9	1
G1-04-13			2	3	3						2					3	3			5	1
G1-04-14			3	2	3						2			3	2	3	3	3		1	1
G1-04-15			3	3	3	2					2			3	2	3	3	3	3	1	1
G1-04-16			3	3	3	3					2				3	3	3			3	1
G1-04-17		2	2	3												3	3			7	1
G1-04-18	3	2	2	3																8	2
G1-04-19		3	2	2	3															9	2
G1-04-20		3	2	2	3											3	3			8	1
G1-04-21						3				3	1				3	3	2	3		2	1
G1-05-01				3	3	3			3	2						2	2	3		2	1
G1-05-02		2	2	3												3	3			7	1
G1-05-03		2	2	3																9	2
G1-05-04	3	2	2	3																10	2
G1-05-05		2	2	3												3	3			9	1
G1-05-06		3	2	2	3						2					3	3			6	1
G1-05-07				3	3	2					2			3	3	2	3	3		1	1
G1-05-08				3	3	2					2			3	3	2	3	3		1	1
G1-05-09			2	2	3						3				3	3	3			5	1
G1-05-10	2		3	3	3											3	3			8	1
G1-05-11		3	2	2	3															9	2
G1-05-12	2	2	3	3																9	2
G1-05-13		2	2	2							3					3	3			7	1
G1-05-14		3	2	2	3	3				3	3		2		3	2	3	2		2	1
G1-05-15				3	2	2				3	3					2	3	2		2	1
G1-05-16		2	2	2												3	3			8	1
G1-05-17		2	2	3												3	3			9	1
G1-05-18		2	2	2	3											3	3			9	2
G1-05-19		2	2	2	3															8	2
G1-05-20		2	2	3	3						3		2			3	3			7	1
G1-05-21				3	3	2					2				3	2	3	3		1	1
G1-06-01				3	2	2				3	2				3	2	3	2		1	1
G1-06-02			3	2	3						2				3	3	3			6	1
G1-06-03	3	2	2	3												3	3			8	1
G1-06-04	3	2	2	3												3	3			9	2
G1-06-05	3	2	2	3									3			3	3			9	1
G1-06-06			3	3	3						2		2			3	3			8	1
G1-06-07					3	2				3	3	3	2			2	3	2		2	1
G1-06-08					3	3				2	3	3	3			3	3			2	1
G1-06-09					3	3					3	2		1				3		6	1
G1-06-10		3	2	2	3												3	3		8	1
G1-06-11		2	2	3													3	3		9	2
G1-06-12		2	2	3													3			8	2
G1-06-13		3	2	2	3											3	3	3		7	1
G1-06-14					3	3					3	1				3	2	2	1	2	1
G1-06-15					3	3					3	1				3	3	3	2	3	1

G1-06-16		2	2	2										3	3	3			6	1
G1-06-17		2	2	3											3	3			8	1
G1-06-18		2	2	2											3	3			9	2
G1-06-19		2	2	3											3	3			8	1
G1-06-20					3	3				3	2		1		3	3	3		6	1
G1-06-21					3	3			2	3	3	3	3		3	3	3		2	1
G1-07-01					3	3			2	3	3		3		3	3	3	3	2	1
G1-07-02				3	3	3				3	2		1			3	3		7	1
G1-07-03		2	2	3												3	3		9	1
G1-07-04	3	2	2	3												3	3		10	2
G1-07-05		2	2	2												3	3		8	1
G1-07-06		3	2	2	3	3									3	3	3		6	1
G1-07-07					3	3				3	1				3	3	3	3	2	1
G1-07-08					3	3				3	1				3	3	3	3	2	1
G1-07-09		3	2	2	3										3	3	3		6	1
G1-07-10		2	2	2												3	3		8	1
G1-07-11		2	2	3															9	2
G1-07-12		2	2	3	3						3					3	3		7	1
G1-07-13				3	3	3				3	2		1		3	3	3		6	1
G1-07-14					3				3	2	3	3	3		3	3	3	3	2	1

2008 - "Gisselberger Straße" - Gissel 2

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
G2-19-01			3	3	3	2				3	3				3	3	3	3	1	3	1
G2-19-02		3	2	2	3										3	3				6	1
G2-19-03	3	2	2	3											3					7	2
G2-19-04	3	2	2	3											3					9	2
G2-19-05		2	2	3											3					7	2
G2-19-06		2	2	3											3	3		3		5	1
G2-19-07			1	2	3	3				3	3				3	2	2			1	1
G2-19-08		3	2	3	3	2				3	3				3	3	3			1	1
G2-19-09		2	2	3									3		3					5	1
G2-19-10		2	2	3									2		3					7	2
G2-19-11	3	2	2	3											3					7	2
G2-19-12	3	2	2	3											3					7	2
G2-19-13		2	2	3	3										3	3				6	1
G2-19-14		2	3	3	3	2					3				3	3	3	3	2	2	1
G2-19-15		3	1	2	3	2									3	3	3	2	2	2	1
G2-19-16		2	2	3											3					6	1
G2-19-17			2	3											3					7	2
G2-19-18			2	3											3					8	2
G2-19-19			2	3											3					7	2
G2-19-20			2	3	3										3					7	1
G2-19-21			2	3	3	3					3		2		3	3	3			1	1
G2-20-01					2	1				2	3				3	3	2			1	1
G2-20-02			2	2	3								3		3					4	1
G2-20-03		3	2	2	3								2		3					6	1
G2-20-04		3	2	2	3								3		3					8	2
G2-20-05			2	2	3										3					9	2
G2-20-06		3	2	2	3										3					8	1
G2-20-07			3	3	2	2										2	2	3	2	4	1
G2-20-08			3	3	3	1			3	3						2	3	3	3	2	1
G2-20-09		3	2	2	3										3					7	1
G2-20-10		3	2	2	3										3					9	1
G2-20-11		3	2	2	3										3					10	1
G2-20-12		3	2	2	3										3					10	1
G2-20-13	3	2	2	3									2		3					6	1
G2-20-14				3	3	2				3	3	3	3		2	3	2			1	1
G2-20-15			2	2	3						2				2	3	2	3		1	1
G2-20-16	3	2	2	3									2		3					7	1
G2-20-17		3	2	2	3										3					9	1

G2-20-18	3	2	2	3											3						9	1
G2-20-19		3	2	2	3										3						9	1
G2-20-20		3	2	2	2	3									3						8	1
G2-20-21			3	2	2	3				3	3				3	3	3				1	1
G2-21-01					3	1				2	3			3			3	3	3	3	1	1
G2-21-02		2	2	3										3		3					7	1
G2-21-03	3	2	2	3											3						7	1
G2-21-04	3	3	2	2	3										3						7	1
G2-21-05	3	3	2	2	3										3						7	1
G2-21-06		2	2	3										2		3					6	1
G2-21-07		3	2	2	3							3					3	2	3		1	1
G2-21-08			3	3	3	2						1				3	3	3			2	1
G2-21-09		2	2	3								3		1	3	3					8	1
G2-21-10		2	2	3										2	3	3					8	1
G2-21-11	3	2	2	3											3	3					8	1
G2-21-12		2	2	3												3					9	1
G2-21-13		2	2	3								3				3					8	1
G2-21-14					3	1				2	3					3	1	1	1		1	1
G2-21-15					3	2				1	3						2	2	3		1	1
G2-21-16		3	2	2	3											3	3		3		7	1
G2-21-17	3	2	2	3												3					7	1
G2-21-18		2	2	3												3					7	1
G2-21-19		2	2	3										3		3					7	1
G2-21-20		3	2	3								2		2	3	3					6	1
G2-21-21			3	3	3						3	1		3		2	3	3			1	1
G2-22-01											3	1		3		2	3	3			2	1
G2-22-02		2	2	3								3		1		2	3	3			8	1
G2-22-03		3	2	2	3									2		3					8	1
G2-22-04		3	2	2	3									3		3					8	1
G2-22-05	3	2	2	3																	9	1
G2-22-06		3	2	2	3											3	3			3	8	1
G2-22-07					3	1											3	3	3		1	1
G2-22-08					3	1											3	3	2		1	1
G2-22-09		2	2	3	3											3	3			2	6	1
G2-22-10	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-11	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-12	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-13		2	2	3	3							3		2	3	3					9	1
G2-22-14			3	3	3							2				3	2	2	3		1	1
G2-22-15			3	3	3							2				3	2	2	3		1	1
G2-22-16		2	3									2		2	2	3					7	1
G2-22-17	3	2	2	3												3					9	1
G2-22-18		2	2	3	3	3										3					9	1
G2-22-19		2	2	3	3											3					9	1
G2-22-20	3	2	2	3										3		3					7	1
G2-22-21			3	3	3	2				3	2			3			2	2	2		1	1
G2-23-01			3	3	3	2				2						3	3	3	2	1	1	1
G2-23-02		3	2	3	3	3										3	3	3			4	1
G2-23-03	3	2	2	3												3					7	2
G2-23-04	3	2	2	3	3											3					8	2
G2-23-05		2	2	3	3	3								3	3	3					7	2

G2-23-06		2	2	3						3		2	3	3				6	1
G2-23-07			3	3						1				3	3	2		1	1
G2-23-08			3	3	3					1				3	3	3		1	2
G2-23-09		3	3	3						2		3	3	3				4	2
G2-23-10	3	3	3							2		2	3	3				4	3
G2-23-11	3	2	2									3	3	3				6	3
G2-23-12		2	2	3								2	3	3				6	3
G2-23-13		2	2	3								3		3				4	2
G2-23-14			3	3	3	2			2					3	3	3	3	1	1
G2-23-15			3	1	2	3								3	3	3	3	2	1
G2-23-16		3	1	3						3		3	3	3				1	3
G2-23-17	3	2	2	3						3		2	3	3				4	4
G2-23-18	3	2	2	3						3		2	3	3				5	4
G2-23-19	3	2	2	3								2	3	3				6	3
G2-23-20		2	2	3						2		3	3	3				5	2
G2-23-21		3	2	3		3				3	2			3	3	2	2	2	3
G2-24-01			3	3		3				3	2			3	3	2	2	1	2
G2-24-02		2	2	3						3				3	3	3	3		6
G2-24-03		2	2	3								2	3	3				5	3
G2-24-04	3	2	2	3						3		2	3	3				5	4
G2-24-05			1	2	3					3		3	3	3				4	4
G2-24-06			2	1	3									3	3			1	3
G2-24-07			3	1	2	3								3	3			0	0
G2-24-08			3	1	2	3				3				3	3	3	2	1	2
G2-24-09			2	1	3							2	3	3				2	3
G2-24-10		2	2	3						3		2	3	3				4	4
G2-24-11		2	2	3						3		1	2	3				6	4
G2-24-12			3	3	3					2		2	2	3				4	3
G2-24-13			3	3	3					2		3	3	3	3			3	2
G2-24-14		2	2	3	3	3				3				3	3	3	3	1	1
G2-24-15			2	3	3					2				3	3	3	3	1	2
G2-24-16			3	3	3					2				2	3	3		3	3
G2-24-17	3	2	3									2	3	3				6	4
G2-24-18	3	2	2									2	3	3				5	4
G2-24-19		3	1	3								2	3	3				3	3
G2-24-20		3	1	3										3				1	2
G2-24-21			3	3	3	3				2	2					2	1	2	5
G2-25-01				3	2	1				3						2	2	2	1
G2-25-02			2	2	3	3								3		3		5	2
G2-25-03		2	2	3								2	3	3				2	4
G2-25-04	3	2	2	3								2	3	3				6	4
G2-25-05	3	2	2	3						3				3				6	3
G2-25-06		3	2	3						3				3				3	2
G2-25-07			2	3	3					2				3	3	3		1	1
G2-25-08			3	3	3	3				3	1			3	1	2	1	1	1
G2-25-09		2	2	3						3				3	3	3		7	1
G2-25-10	3	2	2	3										3				8	3
G2-25-11	3	2	2	3										3				7	4
G2-25-12		2	1	3										3			3	2	3
G2-25-13		3	1	2	3									3				2	2
G2-25-14			3	3	2	1										1	2	1	1

2008 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 1

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)								Wasser- führung		
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C1-06-01									2	1						2	2	3		8	1
C1-06-02										1						3	2			11+	1
C1-06-03										1						3	2			11+	1
C1-06-04										1						3	2			11+	1
C1-06-05						3			3	1						3	2			10	1
C1-06-06						3			3	1						3	2			10	1
C1-06-07										1						3	2			11+	1
C1-06-08										1						3	2			11+	1
C1-06-09										1						3	2			11+	1
C1-06-10									2	1						2	2	3		6	1
C1-07-01									2	1						2	2	2		8	1
C1-07-02										1						3	2			11+	1
C1-07-03										1						3	2			11+	1
C1-07-04										1						3	2			11+	1
C1-07-05									2	1						3	2		2	10	1
C1-07-06									2	1						3	2			10	1
C1-07-07										1						3	2			11+	1
C1-07-08										1						3	2			11+	1
C1-07-09										1						3	2			11+	1
C1-07-10									2	1						2	2	2	3	7	1
C1-08-01									2	1						2	2	3		6	1
C1-08-02										1						3	2			11+	1
C1-08-03										1						3	2			11+	1
C1-08-04										1						3	2			10	1
C1-08-05						3			2	1						3	2		3	8	1
C1-08-06						3			2	1						3	2		3	8	1
C1-08-07										1						3	2			10	1
C1-08-08										1						3	2			11+	1
C1-08-09										1						3	2			11+	1
C1-08-10									2	1						2	2	3		6	1
C1-09-01									2	1						2	2	3		5	1
C1-09-02										1						3	2			11+	1

C1-09-03									1						3	2			11+	1
C1-09-04									1						3	2			9	1
C1-09-05						3			2	1					2	2	1	2	6	1
C1-09-06									2	1					2	2	3	2	6	1
C1-09-07									1						3	2			8	1
C1-09-08									1						3	2			11+	1
C1-09-09									1						3	2			11+	1
C1-09-10									2	1					2	2	3		6	1
C1-10-01									2	1					2	2	2		4	1
C1-10-02									1						3	2			11+	1
C1-10-03									1						3	2			11+	1
C1-10-04									1						3	2			7	1
C1-10-05									2	1					3	2	2	2	3	1
C1-10-06									2	1					3	2	2	3	4	1
C1-10-07									1						3	2			7	1
C1-10-08									1						3	2			11+	1
C1-10-09									1						3	2			11+	1
C1-10-10									2	1					2	2		2	4	1
C1-11-01									2	1					2	2	3		6	1
C1-11-02									1						3	2			11+	1
C1-11-03									1						3	2			11+	1
C1-11-04									1						3	2			8	1
C1-11-05									2	1					3	2		2	3	1
C1-11-06									2	1					2	2	3		2	1
C1-11-07									1						3	2			6	1
C1-11-08									1						3	2			9	1
C1-11-09									1						3	2			11+	1
C1-11-10									2	1					2	2	3		5	1
C1-12-01									2	1					2	2	2	3	3	1
C1-12-02									1						3	2			11+	1
C1-12-03									1						3	2			11+	1
C1-12-04									1						3	2			10	1
C1-12-05									2	1					3	2	2	2	2	1
C1-12-06									2	1					2	2	1	1	1	1
C1-12-07									1						3	2			9	1
C1-12-08									1						3	2			11+	1
C1-12-09									1						3	2			11+	1
C1-12-10									2	1					2	2	3		3	1
C1-13-01									2	1					2	2	2		3	1
C1-13-02									1						3	2			11+	1
C1-13-03									1						3	2			11+	1
C1-13-04									1						3	2			8	1
C1-13-05									1	2					3	2	3	2	2	1
C1-13-06									2	1					3	2	1	1	4	1
C1-13-07									1						3	2			10	1
C1-13-08									1						3	2			11+	1
C1-13-09									1						3	2			11+	1
C1-13-10									2	1					2	2	3	2	4	1
C1-14-01									2	1	3				2	2	2		5	1
C1-14-02									1						3	2			11+	1
C1-14-03									1						3	2			11+	1

C1-14-04										1						3	2			9	1
C1-14-05									3	1						3	2	3	2	1	1
C1-14-06									2	2						3	3		3	2	1
C1-14-07										1						3	2			8	1
C1-14-08										1						3	2			11+	1
C1-14-09										1						3	2			11+	1
C1-14-10									2	1						2	2		2	5	1
C1-15-01									2	1	3					2	2	3	1	4	1
C1-15-02										1						3	2		1	11+	1
C1-15-03										1						3	2			11+	1
C1-15-04										1						3	2			8	1
C1-15-05									2	1						3	2	3	2	2	1
C1-15-06									2	1						3	2	3	2	1	1
C1-15-07										1						3	2			8	1
C1-15-08										1						3	2			11+	1
C1-15-09										1						3	2			11+	1
C1-15-10									2	1	3					2	2	3		5	1

2008 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 2

Kartierpunkt	Sohlsedimente (100% Deckung)										zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)								Wasser-führung		
	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (Feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C2-44-01						3				3	1					2	3	2	2	4	1
C2-44-02										1						2	2			8	1
C2-44-03										1						2	2			11	1
C2-44-04										1			3			2	2			9	1
C2-44-05			2	3	3	3				3	1		3			3	3		2	4	1
C2-44-06			2	3	3	3				3	1		3			3	3		2	4	1
C2-44-07										1			2			2	2			8	1
C2-44-08										1			3			2	2			11	1
C2-44-09										1						2	2			8	1
C2-44-10						3				3	1					2	3	2	2	4	1
C2-45-01						3				3	1		1			2	3	3	2	4	1
C2-45-02										1						2	2			8	1
C2-45-03										1						3	3			10	1
C2-45-04										1						2	2			7	1
C2-45-05			2	3	3	3				3	1					3	3	2	2	4	1

C2-45-06			2	3	3	3				3	1		1			3	3		2	4	1
C2-45-07										1			3			3	3			8	1
C2-45-08										1						3	3			11	1
C2-45-09										1						2	2			8	1
C2-45-10						3				3	1		1			2	3	3	2	4	1
C2-46-01						3				3	1		1			2	3	2	2	4	1
C2-46-02										1						2	2			9	1
C2-46-03										1						2	2			11	1
C2-46-04										1			3			2	2			8	1
C2-46-05			2	3	3	3				3	1		2			3	3		2	4	1
C2-46-06			2	3	3	3				3	1		2			3	3		2	4	1
C2-46-07										1			3			2	2			8	1
C2-46-08										1						2	2			11	1
C2-46-09										1						3	3			9	1
C2-46-10						3				3	1		1			3	3	2	2	4	1
C2-47-01						3				3	1					2	3	2	2	4	1
C2-47-02										1						2	2			7	1
C2-47-03										1						2	2			10	1
C2-47-04										1						2	2			6	1
C2-47-05			2	3	3	3				3	1					3	3	1	2	4	1
C2-47-06			2	3	3	3				3	1					3	3		2	4	1
C2-47-07										1						2	2			8	1
C2-47-08										1						2	2			11	1
C2-47-09										1						2	2			8	1
C2-47-10						3				3	1					2	3	3	2	4	1
C2-48-01						3				3	1					3	3	2		4	1
C2-48-02										1						2	3			9	1
C2-48-03										1						2	2			11	1
C2-48-04										1						2	2			9	1
C2-48-05		3	2	3	3	3				3	3					2	3	3		6	1
C2-48-06			2	3	3	3				3	1					3	3	1	2	4	1
C2-48-07										1						2	2			6	1
C2-48-08										1						2	2			11	1
C2-48-09										1						2	2			7	1
C2-48-10						3				3	1					3	3			4	1
C2-49-01						3				3	1					3	3			3	1
C2-49-02										1						3	3			8	1
C2-49-03										1						2	2			11	1
C2-49-04										1						2	2			9	1
C2-49-05							3		2	3	1					3	2	3	3	3	1
C2-49-06						3				3	1					3	3		1	2	1
C2-49-07										1						2	2			8	1
C2-49-08										1						2	2			11	1
C2-49-09										1						3	3			8	1
C2-49-10						3				3	1					3	3	3		4	1
C2-50-01						3				3	1					2	3		2	3	1
C2-50-02										1						2	2			8	1
C2-50-03										1						2	2			11	1
C2-50-04										1						2	2			8	1
C2-50-05		3	2	3	3	3				3	3		2			2	3	3		3	1
C2-50-06						3				3	1		2			3	3		1	2	1

C2-50-07									1						2	2			8	1
C2-50-08									1						2	2			11	1
C2-50-09									1						2	2			8	1
C2-50-10						3			3	1					2	2	3	2	3	1
C2-51-01						3			3	1					2	3		2	3	1
C2-51-02									1						2	2			7	1
C2-51-03									1						2	2			11	1
C2-51-04						3	3		2						2	2			8	1
C2-51-05						3			3	1		2			3	3		2	2	1
C2-51-06						3			3	1		2			3	3		1	2	1
C2-51-07						3	3		2						2	2			9	1
C2-51-08									1						2	2			11	1
C2-51-09									1						2	2			7	1
C2-51-10						3			3	1					2	3	3	2	3	1
C2-52-01						3			3	1					2	3	3	2	3	1
C2-52-02									1						2	2			8	1
C2-52-03									1						2	2			11	1
C2-52-04				3	3	3	2		2	3					2	2			10	1
C2-52-05						3			3	1		1			3	3		2	3	1
C2-52-06		3	2	3	3	3			3	3		1			2	3	3		5	1
C2-52-07				3	3	3			2						2	2			11	1
C2-52-08									1						2	2			11	1
C2-52-09									1						2	2			9	1
C2-52-10						3			3	1					2	3	2	2	4	1
C2-53-01						3			3	1					2	3	2	2	3	1
C2-53-02									1						2	2			9	1
C2-53-03									1						2	2			11	1
C2-53-04				3	3	3	2		2	3					2	2			10	1
C2-53-05						3	3		3	3	1		2		3	2			2	1
C2-53-06						3	3		2	3	1				3	2	3		2	1
C2-53-07				3	3	3	2		2	3					2	2			8	1
C2-53-08									1						2	2			11	1
C2-53-09									1						2	2			8	1
C2-53-10						3			3	1					2	3	2	2	4	1

2008 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 3

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C3-54-01					3	2				1					3	3	3			2	1
C3-54-02						3				1					3					4	1
C3-54-03					3	2				1					3	3	3			2	1
C3-54-04					3	2				1					3	3	3			2	1
C3-54-05						3				1					3					4	1
C3-54-06					3	2				1					3	3	3		3	2	1
C3-55-01			3	3	3	1				2		3			3	2	3		2	1	1
C3-55-02				3	3	2				1										10	1
C3-55-03						3				1										10+	1
C3-55-04						3				1										10	1
C3-55-05			3	3	3	1				2		3								1	1
C3-55-06			3	3	3	1				2					3	2	3		3	1	1
C3-55-07				3	3	2				1										10	1
C3-55-08			3	3	3	1				3					3	2	3		2	1	1
C3-56-01			3	3	3	1							3		3					1	1
C3-56-02		3	3	3	3	1							2							6	1
C3-56-03				3	3	2			3	1										10	1
C3-56-04				3	3	2			3	1										10	1
C3-56-05				3	3	1				2										6	1
C3-56-06				3	3	1				3					3	2	3		3	1	1
C3-56-07				3	3	1				3					3	2	3		3	1	1
C3-56-08				3	3	1			3	2										8	1
C3-56-09				3	3	2			3	1										10+	1
C3-56-10				3	3	1			3	2										8	1
C3-56-11			3	3	1	1						2			3	2				1	1
C3-57-01		3			3	2							3		3	3	3			1	1
C3-57-02		3	3	3	3	2														4	1
C3-57-03		3	3	3	3	2				3										6	1
C3-57-04		3			3	2				3			3		3	3	3			1	1
C3-57-05				3	3	1				3					3	2	3		3	1	1
C3-57-06				3	3	1				2										6	1
C3-57-07					3	2				2										10	1
C3-57-08					3	2				1										10+	1
C3-57-09				3	3	1				2										10	1
C3-57-10		3	3	3	3	2				2										6	1
C3-57-11		3			3	2				3			3		3	3	3			1	1
C3-58-01			3	3	3	2					1		2		2	3	3			1	1
C3-58-02		3	2	2	3	3					1		2		2	3				2	2

C3-58-03			2	2	2	3					1		3		2	3	3			1	1
C3-58-04				3	3	3					1				2					2	2
C3-58-05						3				3	1				2	3	3			2	1
C3-58-06						3				3	1				3					4	1
C3-58-07						3				3	1				2	3	3			3	1
C3-59-01					3	2				2	3		3		3	3	3			1	1
C3-59-02						3				1	3									6	1
C3-59-03						3				1	3									8	1
C3-59-04						3				1	3									6	1
C3-59-05					3	2				2	3				3	3	3			1	1
C3-59-06				3	3	1				3	3					3	3		3	1	1
C3-59-07			3	3	3	2				3	1					3	3			5	1
C3-59-08					3	2				3	1		2	3	2	2	3		3	2	1
C3-60-01					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-60-02						3				1										6	1
C3-60-03					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-60-04					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-60-05						3				1										6	1
C3-60-06						3				1										6	1
C3-60-07					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-61-01					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-61-02					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-61-03					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-61-04						3				1										6	1
C3-61-05					3	2				2			3		3	3	3		3	1	1
C3-62-01					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-62-02						3				1										4	1
C3-62-03					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-62-04					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-62-05					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-01					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-02						3				1										6	1
C3-63-03					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-04					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1
C3-63-05						3				1										6	1
C3-63-06					3	2				2			3		3	3	3		3	2	1

2008 - "Cappeler Fischerwiese" - Cappel 4

	Sohlsedimente (100% Deckung)	zusätzliche Gewässerbettstrukturen (auch >100% möglich)	Wasser- führung
--	------------------------------	--	--------------------

Kartierpunkt	Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (Grobkies, 2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-1 cm)	Psammal (Sand, 6 µm - 2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm	Organischer Schlamm	Technolithal (z.B. Steinschüttungen)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Mittlere Wassertiefe in Klassen von 1-16 (dm)	Geschätzte Strömungsgeschwindigkeit in Klassen von 1-5 (sehr langsam bis sehr schnell)
C4-79-01						3			1	2							3			1	1
C4-79-02						3			2	1			2			3	3			4	1
C4-79-03				2	3	3			2	3						3	3			3	1
C4-79-04			3	2	2	3			2	3						3	3			7	1
C4-79-05			3	2	2	3			2	3						3	3			2	1
C4-79-06				3	3	3			2	2			2				3			1	1
C4-79-07						3			1	2							3			4	1
C4-79-08						3			1	2						3	3			9	1
C4-79-09						3			1	2							3			2	1
C4-79-10						3			2	1			2				3			1	1
C4-80-01						3			1	2							3			1	1
C4-80-02				2	3	3			2	2			2			3	3			4	1
C4-80-03				2	3	3			2	2			2			3	3			5	1
C4-80-04						3			2	1			2			3	3			5	1
C4-80-05				3	3	3			1	2							3	1		2	1
C4-80-06				3	3	3			1	2							3			2	1
C4-80-07			2	3	3	3			2	3							3			2	1
C4-80-08									1	1			2			3	3			5	1
C4-80-09						3			2	1			2			3	3			4	1
C4-80-10						3			1	2							3			1	1
C4-81-01						3			1	2							3			1	1
C4-81-02						3			1	2						3	3			3	1
C4-81-03						3			1	2						3	3			8	1
C4-81-04				3	3	3			1	2			3			3	3			10+	1
C4-81-05						3			1	2						3	3			1	1
C4-81-06						3			1	2						2	2			1	1
C4-81-07				3	3	3			2	2						3	3			10	1
C4-81-08				3	3	3			2	2						3	3			8	1
C4-81-09				3	3	3			2	1			2			3	3			6	1
C4-81-10				3	3	3			2	2						3	3			5	1
C4-82-01				3	3	3			1	2							3			1	1
C4-82-02						3			2	1			2			3	3			6	1
C4-82-03						3			2	1			2			3	3			10	1
C4-82-04						3			1	2						3	3			7	1
C4-82-05				3	3	3			1	2						3	3			0	0
C4-82-06						3			1	2						3	3			0	0
C4-82-07						3			1	2						3	3			10	1
C4-82-08				3	3	3			2	1			2			3	3			6	1

C4-82-09					3			2	1			2			3	3			4	1
C4-82-10					3			1	2						3				1	1
C4-83-01					3			1	2						3	3			1	1
C4-83-02					3			1	2						3	3			5	1
C4-83-03					3			2	1			2			3	3	2		8	1
C4-83-04					3			2	1			2			3	3			1	1
C4-83-05					3			1	2						3				0	0
C4-83-06					3			1	2						3				0	0
C4-83-07	2							1	2			2	3	3	3	3			2	1
C4-83-08					3	3		2	1			1			3	3			10	1
C4-83-09					3	3		2	1			2			3	3			5	1
C4-83-10					3			1	2						3	3			1	1
C4-84-01		3	3		3			1	3					3		3			1	1
C4-84-02			2	3	3	3		2							3				7	1
C4-84-03			3	3	3	3		2	3						3	3			11+	1
C4-84-04					3			1	2						3	3			11+	1
C4-84-05					3			1	2						3	3			11+	1
C4-84-06			3		3			1	2						3	3			8	1
C4-84-07					3			1	3						3	3			1	1
C4-85-01					3			1	2						2	3			1	1
C4-85-02					3			1	2						3	3			10	1
C4-85-03					3			1	2						3	3			10+	1
C4-85-04					3			1	2						3				10+	1
C4-85-05				3	3	3		1	3						3				9	1
C4-85-06				3		3		1	3						3				2	1
C4-85-07		2	2	3	3	3		3						3	3	3			1	1
C4-85-08					3			1	2					3	3	3			7	1
C4-85-09					3			1	2						3	3			8	1
C4-85-10					3			1	2					3	3	3			6	1
C4-86-01					3		2	1	2						3	3			1	1
C4-86-02					3			1	2						3	3			2	1
C4-86-03				3	3	2		2	2						3	3			5	1
C4-86-04			2	3	3	3		3	3						3	3			6	1
C4-86-05			2	3	3	3		3	3						3	3			5	1
C4-86-06								1	2						3	3			2	1
C4-86-07				3	3	3		3	1	3	3				3	3			1	1
C4-86-08					3		2	1	2						3	3			6	1
C4-86-09					3		2	1	2						3	3			3	1
C4-87-01					3			1	2						3	3			11+	1
C4-87-02					3			2	1			2			3	3			4	1
C4-87-03					3			2	2						2	2			0	0
C4-87-04					3			2	2						2	2			0	0
C4-87-05					3			2	1			1			3	3			1	1
C4-87-06					3			1	2						3	3			5	1
C4-88-01					3	3		1	2						3	3			11+	1
C4-88-02			3	3	3	3		2	2						3	3			10	1
C4-88-03			3	2	3	3		2	3						3	3			6	1
C4-88-04					3			2	1			2			3				3	1
C4-88-05					3			2	1			2			3				1	1
C4-88-06					3			2	1			2			3				1	1
C4-88-07					3			1	2			3			3				5	1

C4-88-08				3	3	3			1	2						3	3			8	1
C4-88-09						3			1	2						3	3			11+	1

A2 - Tabellen - Ergebnisse Makrozoobenthos

Taxalisten der Untersuchungsabschnitte (Abundanzen in Ind./m²)

ID_ART	Taxon	Ordnung	Weide 1	Weide 2	Weide 3	Weide 4	Gissel 1	Gissel 2	Cappel 1	Cappel 2	Cappel 3	Cappel 4
-	Hydrocarina sp.	Acari	206,8	174,1	141,4	116,6	137,5	76,3	262,8	256,6	246,1	132,4
12428	Brychius elevatus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20169	Elmis aenea Adult	Coleoptera	2,4	0,7	0,0	15,6	22,0	34,9	0,2	6,4	0,0	0,0
5095	Elmis sp. Larve	Coleoptera	2,5	3,4	0,0	0,0	2,2	9,4	0,0	0,0	0,0	0,0
20179	Haliphus sp.	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0
11799	Hydaticus sp. Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
12054	Laccophilus minutus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,6	9,5	0,0
5706	Laccophilus sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,6	0,0	26,7	0,0
5853	Limnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12094	Limnius volkmari Adult	Coleoptera	3,9	3,5	0,9	13,5	7,0	7,2	0,0	7,6	0,0	0,0
12104	Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	42,4	66,6	20,0	79,9	33,3	26,2	11,3	7,4	16,8	0,0
6260	Oulimnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
12121	Stenelmis canaliculata Adult	Coleoptera	0,0	4,7	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4
9199	Stenelmis sp. Larve	Coleoptera	0,0	8,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Collembola gen sp.	Collembola	0,5	3,4	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
-	Argulus foliaceus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
8691	Asellus aquatica	Crustacea	63,5	6,6	57,5	44,4	21,2	21,1	75,7	30,1	12,6	0,2
-	Daphnia	Crustacea	11,8	12,9	48,1	30,6	25,1	0,0	166,9	168,8	230,0	11,8
5291	Gammarus pulex	Crustacea	88,0	30,2	0,0	0,0	5,5	92,0	0,0	0,0	11,8	0,0
5292	Gammarus roeseli	Crustacea	823,5	604,6	256,1	1.393,1	771,6	866,8	434,0	431,4	714,5	66,7
6199	Orconectes limosus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	2,2	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Ostracoda Gen. sp.	Crustacea	1,1	0,0	23,5	1,0	0,0	0,0	2,1	0,8	0,0	0,0
14768	Ceratopogoninae	Diptera	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	19,4	5,9
4644	Chironomini Gen.sp. 1	Diptera	0,8	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	49,3	0,0	0,0	45,1
4644	Chironomini Gen.sp. 2	Diptera	0,0	13,7	5,8	16,0	0,0	3,2	0,0	0,0	17,8	18,8
4644	Chironomini Gen.sp. 3	Diptera	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6
4644	Chironomini Gen.sp. 4	Diptera	24,0	16,2	3,6	14,9	1,7	0,0	28,2	13,5	235,0	59,1
4644	Chironomini Gen.sp. 5	Diptera	101,6	25,0	817,2	165,6	20,5	12,4	129,0	65,7	121,4	439,4
4644	Chironomini Gen.sp. 6	Diptera	66,0	3,6	19,1	58,9	15,7	27,5	161,2	64,9	185,7	46,2
4644	Chironomini Gen.sp. 7	Diptera	16,6	34,0	169,0	123,4	59,5	57,9	138,4	82,0	159,4	217,9
7726	Culicidae Gen sp.	Diptera	0,0	0,0	1,8	0,7	0,0	0,0	1,8	0,8	0,0	2,4
-	Diptera sp. 1 – Brachycera	Diptera	0,7	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 2 – Brachycera	Diptera	9,1	6,4	0,0	4,4	16,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
-	Diptera sp. 4 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 6 – Brachycera	Diptera	5,5	0,0	0,0	0,0	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2
-	Diptera sp. 7	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,3	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 8	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4
6853	Simulium sp.	Diptera	349,9	112,3	0,0	22,2	282,4	1.041,2	0,0	6,9	0,0	0,0
8761	Stratiomyidae Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,5	0,0	0,0	0,0	0,0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	Diptera	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
70077	Tipula sp.	Diptera	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
4419	Baetis sp.	Ephemeroptera	200,8	64,3	5,4	160,0	221,2	346,4	78,2	116,9	35,5	30,8
9715	Caenis macrura Gruppe	Ephemeroptera	1,1	20,6	7,8	13,7	7,7	3,1	11,6	12,1	2,6	0,5
16896	Caenis pseudovivulorum Gruppe	Ephemeroptera	0,0	5,0	16,9	11,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4527	Caenis robusta	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4705	Cloeon dipterum	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	3,4	0,0	2,6	33,4	0,0
5040	Ecdyonurus dispar	Ephemeroptera	15,3	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5053	Ecdyonurus sp.	Ephemeroptera	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0

5059	Ecdyonurus venosus Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0
5124	Ephemera danica	Ephemeroptera	9,2	11,5	8,9	33,3	4,1	6,4	0,0	0,0	0,2	0,2
-	Ephemeroptera sp. 1	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5457	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0
6510	Pothamanthus luteus	Ephemeroptera	0,0	12,7	0,0	3,0	9,5	4,5	0,0	1,0	0,0	0,8
6574	Procloeon bifidum	Ephemeroptera	0,0	3,2	0,0	68,3	13,8	24,7	0,0	6,3	8,6	0,0
5131	Serratella ignita	Ephemeroptera	31,4	3,9	0,0	46,6	24,0	56,4	0,0	0,0	0,0	0,0
4335	Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	0,0	155,4	0,0	36,5	42,5	104,1	0,0	0,0	0,7	0,0
8491	Corixidae Gen. sp. (Cymatia coleoptrata)	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0
8491	Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	51,6	82,4	250,5	110,4	68,5	13,4	57,3	475,6	64,1	152,6
9344	Heteroptera Gen. sp. 1	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	17,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9344	Heteroptera Gen. sp. 2	Heteroptera	34,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,4
6139	Notonecta sp.	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1
5159	Erpobdella octoculata	Hirundinea	14,7	20,7	8,0	0,0	5,5	1,4	2,0	13,3	13,9	0,0
7458	Glossiphoniidae Gen. sp. (Helobdella (stagnalis) oder Glossiphonia heteoclitia)	Hirundinea	6,2	0,0	11,3	60,1	3,4	0,9	0,0	0,0	1,3	1,6
8852	Piscicolidae Gen. sp. (Piscicola geometra)	Hirundinea	0,0	0,3	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	1,3	0,3
6822	Sialis lutaria	Megaloptera	0,7	0,0	6,7	9,5	1,0	2,7	13,6	7,3	121,4	0,6
9781	Sialis nigripes	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
6823	Sialis sp. (Sialis morio)	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,9	0,0
4310	Ancylus fluviatilis	Mollusca	1,8	5,0	7,6	37,8	10,1	1,9	0,0	0,0	3,8	0,0
4462	Bithynia tentaculata	Mollusca	7,3	2,3	0,0	0,0	0,0	0,7	2,0	1,9	14,0	0,0
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7966	Musculium lacustre	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	0,0
16983	Radix balthica / labiata	Mollusca	0,0	6,1	0,9	0,0	1,9	0,0	0,0	4,6	19,5	10,9
6882	Sphaerium comeum	Mollusca	18,4	30,7	0,0	2,8	3,3	0,9	11,1	16,4	10,8	0,0
7137	Unio pictorum	Mollusca	0,0	0,0	3,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7144	Valvata piscinalis	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	78,8	0,0
4226	Aeshna sp.	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0
4530	Calopteryx splendens	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	1,0	15,5	5,4	0,0
4723	Coenagrionidae Gen. sp. (Ischnura elegans)	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	4,0	0,0
5332	Gomphus vulgatissimus	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6194	Onychogomphus forcipatus	Odonata	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,2	0,0	1,6	0,0
5907	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	0,0	0,0	0,0	0,0	12,4	6,8	0,0	0,0	0,0	0,0
20200	Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	259,6	147,9	134,3	224,3	261,1	157,3	534,9	364,2	663,4	278,3
20200	Tubificidae sp. 1	Oligochaeta	1,8	2,7	0,0	0,3	0,0	6,1	0,0	0,0	0,0	0,0
5237	Leuctra geniculata	Plecoptera	35,7	51,5	0,0	1,7	22,8	26,8	0,0	0,0	3,1	0,0
5779	Leuctra nigra	Plecoptera	55,2	35,6	1,6	3,3	54,2	49,3	0,0	0,0	0,0	0,0
4300	Anabolia nervosa	Trichoptera	0,6	0,0	0,0	0,0	9,3	0,0	2,0	3,8	3,7	0,0
4369	Athripsodes cinereus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4481	Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	21,5	20,4	0,0	2,2	8,4	58,7	0,0	0,0	1,1	0,0
4639	Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	11,0	0,0	0,0	0,0	15,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12058	Ecnomus deceptor	Trichoptera	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5329	Goera pilosa	Trichoptera	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9981	Goeridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	11,3	33,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5378	Halesus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,6
5592	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	0,0	1,4	0,0	0,0	8,6	38,3	0,0	0,0	2,6	0,0
5604	Hydropsyche siitalai	Trichoptera	41,6	32,8	0,0	2,2	41,4	132,0	0,0	6,2	12,0	3,5
5605	Hydropsyche sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	15,6	1,3	1,1	2,9	0,0	0,0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	3,0	0,0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	Trichoptera	1,8	4,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0
-	Limnephilus flavicornis	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

9091	Molanna sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6062	Mystacides azureus	Trichoptera	16,8	3,5	0,0	69,7	17,7	16,3	2,1	30,2	1,5	0,6
13048	Mystacides longicornis / nigra	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	2,2	9,2	0,0	0,0	0,0	27,6	0,0
6122	Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6171	Oecetis lacustris	Trichoptera	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6468	Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	0,0	26,6	0,0	0,0	3,6	73,2	0,0	0,3	0,0	0,0
6772	Rhyacophila dorsalis/nubila	Trichoptera	14,2	2,2	0,0	0,0	4,8	16,6	0,0	1,9	0,0	0,0
6780	Rhyacophila sp.	Trichoptera	1,4	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6818	Sericostoma sp.	Trichoptera	0,0	2,2	0,0	1,4	0,2	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0
6834	Silo pallipes	Trichoptera	1,8	3,4	0,0	16,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6835	Silo piceus	Trichoptera	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7067	Tinodes sp.	Trichoptera	107,7	19,8	0,0	57,8	0,0	106,8	0,0	1,4	2,4	0,0
-	Trichoptera sp. 1	Trichoptera	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
-	Trichoptera sp. 2	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	9,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 3	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 4	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9745	Dugesia lugubris	Turbellaria	7,4	16,8	2,1	9,7	5,5	59,2	0,0	1,6	2,4	0,0
5022	Dugesia tigrina	Turbellaria	5,0	5,4	1,4	0,0	18,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8831	Turbellaria Gen. sp.	Turbellaria	0,0	6,7	0,0	19,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Taxalisten der Habitattypen Rno - SMO (Abundanzen in Ind./m²)

ID_ART	Taxon	Ordnung	Rno	RnO	RnP	Sro	SrO	SRo	SRO	SRP	SMo	SMO
-	Hydrocarina sp.	Acari	9,6	11,3	2,3	7,9	5,0	10,2	10,7	9,7	16,0	14,7
12428	Brychius elevatus Adult	Coleoptera	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20169	Elmis aenea Adult	Coleoptera	0,2	1,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5095	Elmis sp. Larve	Coleoptera	0,4	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20179	Haliphus sp.	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
11799	Hydaticus sp. Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12054	Laccophilus minutus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0
5706	Laccophilus sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,3
5853	Limnius sp. Larve	Coleoptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12094	Limnius volkmari Adult	Coleoptera	0,3	1,1	0,1	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0
12104	Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	3,4	3,3	1,4	0,9	1,5	1,0	1,3	0,7	0,5	0,3
6260	Oulimnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12121	Stenelmis canaliculata Adult	Coleoptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9199	Stenelmis sp. Larve	Coleoptera	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Collembola gen sp.	Collembola	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Argulus foliaceus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8691	Asellus aquatica	Crustacea	0,3	7,6	0,0	0,1	0,0	0,9	0,6	1,0	1,3	0,9
-	Daphnia	Crustacea	0,6	2,1	0,9	0,5	0,0	2,5	0,9	0,0	30,8	3,7
5291	Gammarus pulex	Crustacea	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5292	Gammarus roeseli	Crustacea	57,7	59,7	23,4	18,3	54,5	48,7	52,6	58,7	17,3	24,3
6199	Orconectes limosus	Crustacea	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Ostracoda Gen. sp.	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
14768	Ceratopogoninae	Diptera	0,1	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,3
4644	Chironomini Gen.sp. 1	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 2	Diptera	0,1	0,3	0,1	0,1	0,0	1,5	0,1	0,0	0,0	1,6
4644	Chironomini Gen.sp. 3	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 4	Diptera	0,2	1,7	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,0	16,3	3,7
4644	Chironomini Gen.sp. 5	Diptera	3,6	4,6	0,1	40,4	18,0	8,4	12,9	8,7	8,0	12,3
4644	Chironomini Gen.sp. 6	Diptera	2,2	0,4	1,6	1,8	5,5	1,8	0,1	1,0	4,0	9,6
4644	Chironomini Gen.sp. 7	Diptera	4,0	2,3	1,7	5,6	12,5	10,2	7,9	5,7	14,0	12,1
7726	Culicidae Gen sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0

-	Diptera sp. 1 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
-	Diptera sp. 2 – Brachycera	Diptera	0,9	0,3	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 4 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 6 – Brachycera	Diptera	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 7	Diptera	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 8	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6853	Simulium sp.	Diptera	14,2	0,1	118,6	0,0	0,0	0,0	0,0	25,3	0,0	0,0
8761	Stratiomyidae Gen. sp.	Diptera	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
70077	Tipula sp.	Diptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4419	Baetis sp.	Ephemeroptera	13,8	9,3	16,3	2,9	3,7	3,5	7,6	3,0	3,0	6,0
9715	Caenis macrura Gruppe	Ephemeroptera	0,6	0,6	0,4	0,6	0,0	0,5	0,7	0,3	0,0	0,1
16896	Caenis pseudorivulorum Gruppe	Ephemeroptera	0,2	1,1	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0
4527	Caenis robusta	Ephemeroptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4705	Cloeon dipterum	Ephemeroptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,1
5040	Ecdyonurus dispar	Ephemeroptera	0,3	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5053	Ecdyonurus sp.	Ephemeroptera	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5059	Ecdyonurus venosus Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5124	Ephemera danica	Ephemeroptera	0,8	0,6	0,0	1,3	2,5	2,0	1,0	0,0	0,3	0,0
-	Ephemeroptera sp. 1	Ephemeroptera	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5457	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6510	Pothamanthus luteus	Ephemeroptera	0,4	0,7	0,6	0,0	0,0	0,5	0,6	0,0	0,0	0,3
6574	Procloeon bifidum	Ephemeroptera	0,0	1,9	1,3	1,5	0,7	2,6	0,0	1,3	0,8	0,0
5131	Serratella ignita	Ephemeroptera	1,8	2,0	4,7	0,0	0,0	1,4	0,1	5,7	0,0	0,0
4335	Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	5,6	1,9	6,6	0,0	0,0	0,0	1,1	5,7	0,0	0,7
8491	Corixidae Gen. sp. (Cymatia coleoptrata)	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
8491	Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	2,7	4,3	4,0	11,3	10,2	14,4	13,7	1,7	13,5	15,9
9344	Heteroptera Gen. sp. 1	Heteroptera	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
9344	Heteroptera Gen. sp. 2	Heteroptera	0,6	0,1	2,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
6139	Notonecta sp.	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5159	Erpobdella octoculata	Hirundinea	0,7	1,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,9
7458	Glossiphoniidae Gen. sp. (Helobdella (stagnalis) oder Glossiphonia heteoclitia)	Hirundinea	1,2	1,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
8852	Piscicolidae Gen. sp. (Piscicola geometra)	Hirundinea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,1
6822	Sialis lutaria	Megaloptera	0,1	1,0	0,0	0,1	0,0	0,4	0,0	0,0	6,5	2,6
9781	Sialis nigripes	Megaloptera	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6823	Sialis sp. (Sialis morio)	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4310	Ancylus fluviatilis	Mollusca	1,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0
4462	Bithynia tentaculata	Mollusca	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,5	0,7
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7966	Musculium lacustre	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
16983	Radix balthica / labiata	Mollusca	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,7	0,8	1,1
6882	Sphaerium corneum	Mollusca	0,1	0,1	2,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3
7137	Unio pictorum	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
7144	Valvata piscinalis	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	2,5	0,9
4226	Aeshna sp.	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
4530	Calopteryx splendens	Odonata	0,0	0,3	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4723	Coenagrionidae Gen. sp. (Ischnura elegans)	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5332	Gomphus vulgatissimus	Odonata	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6194	Onychogomphus forcipatus	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
5907	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	0,2	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20200	Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	18,5	11,9	7,0	10,9	4,7	22,7	8,3	6,7	34,8	8,0
20200	Tubificidae sp. 1	Oligochaeta	0,1	0,0	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

5237	Leuctra geniculata	Plecoptera	3,0	1,6	1,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,7	0,0	0,0
5779	Leuctra nigra	Plecoptera	4,6	1,3	3,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4300	Anabolia nervosa	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4369	Athripsodes cinereus	Trichoptera	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4481	Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	2,1	0,0	4,0	0,5	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0
4639	Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	0,7	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12058	Ecnomus deceptor	Trichoptera	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5329	Goera pilosa	Trichoptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9981	Goeridae Gen. sp.	Trichoptera	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
5378	Halesus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
5592	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0
5604	Hydropsyche siltalai	Trichoptera	3,6	0,0	10,1	0,0	0,0	0,1	0,0	2,0	0,8	0,0
5605	Hydropsyche sp.	Trichoptera	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	Trichoptera	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	Trichoptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Limnephilus flavicornis	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9091	Molanna sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6062	Mystacides azureus	Trichoptera	0,5	3,9	0,4	2,1	2,8	3,1	2,7	2,0	1,5	1,3
13048	Mystacides longicornis / nigra	Trichoptera	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,3	0,8	0,0
6122	Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6171	Oecetis lacustris	Trichoptera	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6468	Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	1,2	0,1	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0
6772	Rhyacophila dorsalis/nubila	Trichoptera	0,4	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
6780	Rhyacophila sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6818	Sericostoma sp.	Trichoptera	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,1
6834	Silo pallipes	Trichoptera	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0
6835	Silo piceus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7067	Tinodes sp.	Trichoptera	5,4	0,9	5,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 1	Trichoptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 2	Trichoptera	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 3	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 4	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9745	Dugesia lugubris	Turbellaria	2,0	0,1	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5022	Dugesia tigrina	Turbellaria	0,2	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
8831	Turbellaria Gen. sp.	Turbellaria	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Taxalisten der Habitattypen Cno - MRO (Abundanzen in Ind./m²)

ID_ART	Taxon	Ordnung	Cno	CnO	CRo	CRO	CRP	CMo	CMO	CMP	MnP	MRO
-	Hydrocarina sp.	Acari	4,5	6,5	2,3	4,3	6,0	7,0	12,0	9,0	10,0	2,7
12428	Brychius elevatus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20169	Elmis aenea Adult	Coleoptera	0,0	0,5	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5095	Elmis sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20179	Halipus sp.	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
11799	Hydaticus sp. Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12054	Laccophilus minutus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5706	Laccophilus sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5853	Limnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12094	Limnius volkmari Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12104	Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0
6260	Oulimnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12121	Stenelmis canaliculata Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9199	Stenelmis sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Collembola gen sp.	Collembola	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

-	Argulus foliaceus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8691	Asellus aquatica	Crustacea	0,0	2,0	1,0	40,3	0,0	0,0	0,0	3,0	6,0	1,0
-	Daphnia	Crustacea	11,8	28,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7
5291	Gammarus pulex	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5292	Gammarus roeseli	Crustacea	9,0	44,5	10,0	135,0	34,0	0,0	25,5	32,0	40,0	105,7
6199	Orconectes limosus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Ostracoda Gen. sp.	Crustacea	2,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
14768	Ceratopogoninae	Diptera	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 1	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	141,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 2	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 3	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 4	Diptera	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	0,0	5,3
4644	Chironomini Gen.sp. 5	Diptera	0,5	0,5	1,0	0,3	0,0	43,5	2,0	2,0	5,0	1,0
4644	Chironomini Gen.sp. 6	Diptera	0,0	3,0	0,7	22,7	8,0	3,5	0,5	0,0	0,0	1,3
4644	Chironomini Gen.sp. 7	Diptera	6,3	3,0	22,3	15,3	0,0	7,5	9,5	13,0	15,0	4,0
7726	Culicidae Gen sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 1 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
-	Diptera sp. 2 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 4 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 6 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 7	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 8	Diptera	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6853	Simulium sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8761	Stratiomyidae Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
70077	Tipula sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4419	Baetis sp.	Ephemeroptera	2,0	2,5	1,7	32,0	24,0	0,0	1,0	14,0	5,0	0,7
9715	Caenis macrura Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0	0,0	0,0	2,0	3,0	0,0
16896	Caenis pseudorivulorum Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4527	Caenis robusta	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4705	Cloeon dipterum	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5040	Ecdyonurus dispar	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5053	Ecdyonurus sp.	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5059	Ecdyonurus venosus Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5124	Ephemera danica	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,7	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7
-	Ephemeroptera sp. 1	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5457	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6510	Pothamanthus luteus	Ephemeroptera	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6574	Proclonia bifidum	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5131	Serratella ignita	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4335	Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	0,8	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0
8491	Corixidae Gen. sp. (Cymatia coleoptrata)	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8491	Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	7,8	6,5	9,3	4,3	2,0	5,5	14,5	17,0	13,0	1,7
9344	Heteroptera Gen. sp. 1	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9344	Heteroptera Gen. sp. 2	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
6139	Notonecta sp.	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5159	Erpobdella octoculata	Hirundinea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7458	Glossiphoniidae Gen. sp. (Helobdella (stagnalis) oder Glossiphonia heteoclita)	Hirundinea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
8852	Piscicolidae Gen. sp. (Piscicola geometra)	Hirundinea	0,0	1,5	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6822	Sialis lutaria	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7
9781	Sialis nigripes	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6823	Sialis sp. (Sialis morio)	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

4310	Ancylus fluviatilis	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4462	Bithynia tentaculata	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7966	Musculium lacustre	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
16983	Radix balthica / labiata	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6882	Sphaerium corneum	Mollusca	0,5	0,5	0,7	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7137	Unio pictorum	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7144	Valvata piscinalis	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4226	Aeshna sp.	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4530	Calopteryx splendens	Odonata	0,5	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4723	Coenagrionidae Gen. sp. (Ischnura elegans)	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5332	Gomphus vulgatissimus	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6194	Onychogomphus forcipatus	Odonata	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5907	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20200	Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	4,5	8,5	39,3	23,7	17,0	8,0	5,5	19,0	28,0	15,3
20200	Tubificidae sp. 1	Oligochaeta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5237	Leuctra geniculata	Plecoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5779	Leuctra nigra	Plecoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4300	Anabolia nervosa	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
4369	Athripsodes cinereus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4481	Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
4639	Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12058	Ecnomus deceptor	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5329	Goera pilosa	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9981	Goeridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5378	Halesus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5592	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5604	Hydropsyche siltalai	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	2,0	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5605	Hydropsyche sp.	Trichoptera	0,8	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Limnephilus flavicornis	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9091	Molanna sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6062	Mystacides azureus	Trichoptera	0,3	1,5	1,3	13,0	0,0	0,0	0,0	3,0	2,0	7,0
13048	Mystacides longicornis / nigra	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6122	Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6171	Oecetis lacustris	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6468	Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6772	Rhyacophila dorsalis/nubila	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6780	Rhyacophila sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6818	Sericostoma sp.	Trichoptera	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6834	Silo pallipes	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6835	Silo piceus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7067	Tinodes sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 1	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 2	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 3	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 4	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9745	Dugesia lugubris	Turbellaria	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5022	Dugesia tigrina	Turbellaria	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8831	Turbellaria Gen. sp.	Turbellaria	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Taxalisten der Habitattypen Mso - ARO (Abundanzen in Ind./m²)

ID_ART	Taxon	Ordnung	Mso	MsO	MSo	MSO	MCO	MCP	Ano	AnO	ARo	ARO
-	Hydrocarina sp.	Acari	11,4	25,0	27,5	34,0	33,0	19,5	11,3	7,8	10,3	16,6
12428	Brychius elevatus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20169	Elmis aenea Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1,4	0,3	0,0
5095	Elmis sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20179	Haliphus sp.	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
11799	Hydaticus sp. Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12054	Laccophilus minutus Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5706	Laccophilus sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,3	0,0	4,3	0,6
5853	Limnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12094	Limnius volkmari Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
12104	Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	0,9	0,0	3,0	0,0	5,6	0,0	0,4	3,2	3,5	3,7
6260	Oulimnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
12121	Stenelmis canaliculata Adult	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,5	0,0
9199	Stenelmis sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Collembola gen sp.	Collembola	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0
-	Argulus foliaceus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
8691	Asellus aquatica	Crustacea	3,6	1,5	0,0	9,0	2,8	0,0	1,3	2,7	1,8	16,0
-	Daphnia	Crustacea	6,3	16,8	0,0	45,5	9,0	5,5	7,8	0,8	6,3	0,0
5291	Gammarus pulex	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	1,1	0,0	0,0
5292	Gammarus roeseli	Crustacea	26,1	47,0	119,5	85,5	24,4	9,0	38,3	25,1	38,5	82,3
6199	Orconectes limosus	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
-	Ostracoda Gen. sp.	Crustacea	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3
14768	Ceratopogoninae	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 1	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 2	Diptera	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0
4644	Chironomini Gen.sp. 3	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 4	Diptera	5,0	0,0	4,5	8,5	0,0	9,0	0,1	0,3	1,3	7,0
4644	Chironomini Gen.sp. 5	Diptera	13,9	1,5	1,0	7,0	20,8	9,0	0,6	0,5	0,8	5,4
4644	Chironomini Gen.sp. 6	Diptera	14,0	2,3	30,0	4,0	3,2	6,5	0,0	1,3	0,0	3,3
4644	Chironomini Gen.sp. 7	Diptera	8,3	7,0	9,5	11,5	24,6	18,5	2,8	6,3	7,5	7,6
7726	Culicidae Gen sp.	Diptera	0,0	0,5	0,0	0,5	0,2	0,5	0,0	0,1	0,0	0,0
-	Diptera sp. 1 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
-	Diptera sp. 2 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 4 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 6 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 7	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Diptera sp. 8	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6853	Simulium sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8761	Stratiomyidae Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
70077	Tipula sp.	Diptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4419	Baetis sp.	Ephemeroptera	2,3	15,0	6,5	32,0	6,0	13,0	6,6	3,2	3,3	1,7
9715	Caenis macrura Gruppe	Ephemeroptera	0,6	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,4	0,0	2,7
16896	Caenis pseudorivulorum Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4527	Caenis robusta	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4705	Cloeon dipterum	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,5	2,4
5040	Ecdyonurus dispar	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5053	Ecdyonurus sp.	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5059	Ecdyonurus venosus Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
5124	Ephemera danica	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	1,7
-	Ephemeroptera sp. 1	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5457	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6510	Pothamanthus luteus	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,4

6574	Procloeon bifidum	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,7
5131	Serratella ignita	Ephemeroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
4335	Aphelecheirus aestivalis	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,7	0,5	1,1
8491	Corixidae Gen. sp. (Cymatia coleoptrata)	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8491	Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	1,1	23,3	8,5	10,0	21,2	25,0	1,0	23,1	2,5	19,3
9344	Heteroptera Gen. sp. 1	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9344	Heteroptera Gen. sp. 2	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6139	Notonecta sp.	Heteroptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
5159	Erpobdella octoculata	Hirundinea	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	1,8	1,1
7458	Glossiphoniidae Gen. sp. (Helobdella (stagnalis) oder Glossiphonia heteoclita)	Hirundinea	0,0	0,8	0,0	2,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0	0,0
8852	Piscicolidae Gen. sp. (Piscicola geometra)	Hirundinea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6822	Sialis lutaria	Megaloptera	1,4	2,0	13,5	1,0	1,2	0,0	0,0	0,2	1,5	0,3
9781	Sialis nigripes	Megaloptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6823	Sialis sp. (Sialis morio)	Megaloptera	0,0	0,0	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0
4310	Ancylus fluviatilis	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0
4462	Bithynia tentaculata	Mollusca	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,1
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7966	Musculium lacustre	Mollusca	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
16983	Radix balthica / labiata	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,5	0,0	0,0	0,3	1,0
6882	Sphaerium comeum	Mollusca	0,7	1,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	1,3	4,5	5,3
7137	Unio pictorum	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
7144	Valvata piscinalis	Mollusca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,5	0,0
4226	Aeshna sp.	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4530	Calopteryx splendens	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4723	Coenagrionidae Gen. sp. (Ischnura elegans)	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5332	Gomphus vulgatissimus	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6194	Onychogomphus forcipatus	Odonata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
5907	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20200	Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	41,6	18,5	66,0	14,5	24,6	27,0	1,1	7,4	5,0	9,9
20200	Tubificidae sp. 1	Oligochaeta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
5237	Leuctra geniculata	Plecoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,5	0,0
5779	Leuctra nigra	Plecoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
4300	Anabolia nervosa	Trichoptera	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,0	0,9
4369	Athripsodes cinereus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4481	Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	1,1
4639	Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12058	Ecnomus deceptor	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5329	Goera pilosa	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9981	Goeridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5378	Halesus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,3	0,0
5592	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
5604	Hydropsyche siltalai	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	1,3	0,3
5605	Hydropsyche sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0
-	Limnephilus flavicornis	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9091	Molanna sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
6062	Mystacides azureus	Trichoptera	0,3	2,0	1,0	0,0	0,2	0,0	2,5	0,7	1,3	3,6
13048	Mystacides longicornis / nigra	Trichoptera	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
6122	Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6171	Oecetis lacustris	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6468	Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0

6772	Rhyacophila dorsalis/nubila	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6780	Rhyacophila sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6818	Sericostoma sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
6834	Silo pallipes	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
6835	Silo piceus	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7067	Tinodes sp.	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 1	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 2	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 3	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 4	Trichoptera	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9745	Dugesia lugubris	Turbellaria	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,4	0,5	1,0
5022	Dugesia tigrina	Turbellaria	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
8831	Turbellaria Gen. sp.	Turbellaria	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Taxalisten der Habitattypen AnP & ARP (Abundanzen in Ind./m²)

ID_ART	Taxon	Ordnung	AnP	ARP
-	Hydrocarina sp.	Acari	8,3	9,0
12428	Brychius elevatus Adult	Coleoptera	0,0	0,0
20169	Elmis aenea Adult	Coleoptera	2,5	4,8
5095	Elmis sp. Larve	Coleoptera	0,5	0,0
20179	Haliplus sp.	Coleoptera	0,0	0,0
11799	Hydaticus sp. Adult	Coleoptera	0,3	0,0
12054	Laccophilus minutus Adult	Coleoptera	0,5	0,0
5706	Laccophilus sp. Larve	Coleoptera	0,0	2,0
5853	Limnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0
12094	Limnius volkmari Adult	Coleoptera	0,0	0,0
12104	Oulimnius sp. Adult	Coleoptera	0,5	0,5
6260	Oulimnius sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0
12121	Stenelmis canaliculata Adult	Coleoptera	0,0	0,0
9199	Stenelmis sp. Larve	Coleoptera	0,0	0,0
-	Collembola gen sp.	Collembola	0,0	0,0
-	Argulus foliaceus	Crustaceae	0,0	0,0
8691	Asellus aquatica	Crustaceae	0,0	1,3
-	Daphnia	Crustaceae	8,8	8,0
5291	Gammarus pulex	Crustaceae	0,0	0,0
5292	Gammarus roeseli	Crustaceae	32,0	38,3
6199	Orconectes limosus	Crustaceae	0,0	0,0
-	Ostracoda Gen. sp.	Crustaceae	0,0	0,0
14768	Ceratopogoninae	Diptera	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 1	Diptera	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 2	Diptera	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 3	Diptera	0,0	0,0
4644	Chironomini Gen.sp. 4	Diptera	3,8	2,0
4644	Chironomini Gen.sp. 5	Diptera	5,0	4,3
4644	Chironomini Gen.sp. 6	Diptera	0,3	2,5
4644	Chironomini Gen.sp. 7	Diptera	5,5	10,3
7726	Culicidae Gen sp.	Diptera	0,0	0,0
-	Diptera sp. 1 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0
-	Diptera sp. 2 – Brachycera	Diptera	0,3	0,0
-	Diptera sp. 4 – Brachycera	Diptera	0,0	0,0
-	Diptera sp. 6 – Brachycera	Diptera	0,0	0,3
-	Diptera sp. 7	Diptera	0,0	0,0
-	Diptera sp. 8	Diptera	0,0	0,0

6853	Simulium sp.	Diptera	7,5	46,8
8761	Stratiomyidae Gen. sp.	Diptera	1,5	0,0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	Diptera	0,0	0,0
70077	Tipula sp.	Diptera	0,3	0,0
4419	Baetis sp.	Ephemeroptera	8,3	18,0
9715	Caenis macrura Gruppe	Ephemeroptera	0,0	1,8
16896	Caenis pseudorivulorum Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0
4527	Caenis robusta	Ephemeroptera	0,0	0,0
4705	Cloeon dipterum	Ephemeroptera	8,3	6,5
5040	Ecdyonurus dispar	Ephemeroptera	0,0	0,0
5053	Ecdyonurus sp.	Ephemeroptera	0,0	0,0
5059	Ecdyonurus venosus Gruppe	Ephemeroptera	0,0	0,0
5124	Ephemera danica	Ephemeroptera	0,0	0,0
-	Ephemeroptera sp. 1	Ephemeroptera	0,0	0,0
5457	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	0,0	0,0
6510	Pothamanthus luteus	Ephemeroptera	0,0	0,0
6574	Procloeon bifidum	Ephemeroptera	2,3	1,3
5131	Serratella ignita	Ephemeroptera	0,0	1,5
4335	Aphelocheirus aestivalis	Heteroptera	3,0	5,3
8491	Corixidae Gen. sp. (Cymatia coleoptrata)	Heteroptera	0,0	0,0
8491	Corixidae Gen. sp. (Micronecta minutissima)	Heteroptera	1,3	11,3
9344	Heteroptera Gen. sp. 1	Heteroptera	0,0	0,0
9344	Heteroptera Gen. sp. 2	Heteroptera	0,0	0,0
6139	Notonecta sp.	Heteroptera	0,0	0,0
5159	Erpobdella octoculata	Hirundinea	4,8	1,3
7458	Glossiphoniidae Gen. sp. (Helobdella (stagnalis) oder Glossiphonia heteoclitia)	Hirundinea	0,0	0,0
8852	Piscicolidae Gen. sp. (Piscicola geometra)	Hirundinea	0,8	0,0
6822	Sialis lutaria	Megaloptera	0,0	0,8
9781	Sialis nigripes	Megaloptera	0,0	0,0
6823	Sialis sp. (Sialis morio)	Megaloptera	0,0	0,0
4310	Ancylus fluviatilis	Mollusca	0,0	0,0
4462	Bithynia tentaculata	Mollusca	0,0	0,0
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	Mollusca	0,0	0,0
7966	Musculium lacustre	Mollusca	0,0	0,0
16983	Radix balthica / labiata	Mollusca	3,5	1,0
6882	Sphaerium corneum	Mollusca	0,3	1,8
7137	Unio pictorum	Mollusca	0,0	0,0
7144	Valvata piscinalis	Mollusca	6,8	2,3
4226	Aeshna sp.	Odonata	0,0	0,0
4530	Calopteryx splendens	Odonata	5,3	6,5
4723	Coenagrionidae Gen. sp. (Ischnura elegans)	Odonata	3,3	0,8
5332	Gomphus vulgatissimus	Odonata	0,0	0,0
6194	Onychogomphus forcipatus	Odonata	0,0	0,5
5907	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	1,0	1,0
20200	Tubificidae Gen. sp. (Tubifex sp.)	Oligochaeta	2,3	3,5
20200	Tubificidae sp. 1	Oligochaeta	0,0	0,0
5237	Leuctra geniculata	Plecoptera	0,5	1,0
5779	Leuctra nigra	Plecoptera	0,3	3,0
4300	Anabolia nervosa	Trichoptera	0,0	0,0
4369	Athripsodes cinereus	Trichoptera	0,0	0,0
4481	Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	0,0	0,0
4639	Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	0,0	0,0

12058	Ecnomus deceptor	Trichoptera	0,0	0,0
5329	Goera pilosa	Trichoptera	0,0	0,0
9981	Goeridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0
5378	Halesus	Trichoptera	0,0	0,5
5592	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	0,0	2,5
5604	Hydropsyche siltalai	Trichoptera	3,8	5,8
5605	Hydropsyche sp.	Trichoptera	0,0	2,3
5726	Leptoceridae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	Trichoptera	0,0	0,0
-	Limnephilus flavicornis	Trichoptera	0,0	0,0
9091	Molanna sp.	Trichoptera	0,0	0,0
6062	Mystacides azureus	Trichoptera	0,0	2,5
13048	Mystacides longicornis / nigra	Trichoptera	0,0	2,3
6122	Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	0,0	0,0
6171	Oecetis lacustris	Trichoptera	0,0	0,0
6468	Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	0,0	0,0
6772	Rhyacophila dorsalis/nubila	Trichoptera	1,3	1,8
6780	Rhyacophila sp.	Trichoptera	0,0	0,8
6818	Sericostoma sp.	Trichoptera	0,0	0,0
6834	Silo pallipes	Trichoptera	0,0	0,0
6835	Silo piceus	Trichoptera	0,0	0,0
7067	Tinodes sp.	Trichoptera	0,3	0,0
-	Trichoptera sp. 1	Trichoptera	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 2	Trichoptera	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 3	Trichoptera	0,0	0,0
-	Trichoptera sp. 4	Trichoptera	0,0	0,0
9745	Dugesia lugubris	Turbellaria	0,0	1,0
5022	Dugesia tigrina	Turbellaria	0,0	0,0
8831	Turbellaria Gen. sp.	Turbellaria	0,0	0,0